Atena Editora

Ano 2022

Núcleo Regional Leste

Sociedade Brasileira de Ciência do Solo

Manejo do solo em sistemas integrados de produção

André Guarçoni Martins | Araína Hulmann Batista | Beno Wendling

Marcos Gervasio Pereira | Wedisson Oliveira Santos

(Editores)

Editora chefe
Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Editora executiva
Natalia Oliveira
Assistente editorial
Flávia Roberta Barão
Bibliotecária
Janaina Ramos
Projeto gráfico
Bruno Oliveira
Camila Alves de Cremo
Daphynny Pamplona
Luiza Alves Batista
Natália Sandrini de Azevedo
Imagens da capa
Gentilmente cedidas pela Dra. Margarida Goréte Ferreira do Carmo (UFRRJ) – superior – e Dr. Wanderlei Bieluczyk (CENA-USP) – inferior
(Foto de sistema de integração pecuária-floresta)
Edição de arte
Luiza Alves Batista

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

Manejo do solo em sistemas integrados de produção

Diagramação: Natália Sandrini de Azevedo
Correção: Yaiddy Paola Martinez
Indexação: Amanda Kelly da Costa Veiga
Revisão: Araína Hulmann Batista
Wedisson Oliveira Santos
Organizadores: André Guarçoni Martins
Araína Hulmann Batista
Beno Wendling
Marcos Gervasio Pereira
Wedisson Oliveira Santos

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

M274 Manejo do solo em sistemas integrados de produção / Organizadores André Guarçoni Martins, Araína Hulmann Batista, Beno Wendling, et al. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Outros organizadores
Marcos Gervasio Pereira
Wedisson Oliveira Santos

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-258-0445-3
DOI: https://doi.org/10.22533/at.ed.453222608

1. Solos - Manejo. 2. Agricultura. I. Martins, André Guarçoni (Organizador). II. Batista, Araína Hulmann (Organizadora). III. Wendling, Beno (Organizador). IV. Título.
CDD 631.4

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora
Ponta Grossa – Paraná – Brasil
Telefone: +55 (42) 3323-5493
www.atenaeditora.com.br
contato@atenaeditora.com.br

DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.

DECLARAÇÃO DA EDITORA

PREFÁCIO

O solo é a base para produção de alimentos, fibras, biocombustíveis e matérias-primas, e faz a conexão entre o clima e os ciclos biogeoquímicos, sustenta a biodiversidade, e desempenha papel importante na capacidade dos ecossistemas de fornecer serviços ambientais. Por isso, o manejo adequado do solo não deve ser negligenciado em qualquer empreendimento, seja em nível local, regional ou global.

Controlar a erosão do solo e a perda de água, intensificar a produção agrícola e mitigar as emissões de gases de efeito estufa devem ser hoje os objetivos da agricultura brasileira. Atualmente, cerca de 30% das terras do Brasil são utilizadas para agropecuária, e estima-se que mais de 35 milhões de ha sejam cultivados com sistemas plantio direto, e outros 17 milhões de ha com sistemas de integração. Para ampliar a adoção dos sistemas integrados, e dos princípios dos sistemas conservacionistas no Brasil é necessário unir a determinação dos agricultores, o conhecimento técnico e a elaboração de planos e políticas governamentais efetivas.

A agricultura brasileira avançou muito na busca da sustentabilidade ao desenvolver e implementar práticas como a fixação biológica de N, o controle biológico, o plantio direto, e os sistemas integrados. Neste aspecto, destaca-se o Plano Agricultura de Baixo Carbono (ABC), que tem por objetivo a adoção de tecnologias de produção sustentáveis para redução de emissão de gases de efeito estufa no setor agropecuário brasileiro. A primeira etapa teve início em 2010 e terminou em 2020, e a segunda etapa, chamada de Plano ABC+ prevê redução da emissão de 1,1 bilhão de toneladas de carbono equivalente (CO_2eq) até 2030, com adoção de práticas sustentáveis em mais de 72 milhões de hectares nos sistemas de produção agropecuários. Dentre estas práticas estão o sistema plantio direto (12,5 milhões de ha), sistemas integrados (10 milhões de ha), e a recuperação de pastagens degradadas (30 milhões de ha), entre outras tecnologias.

Os sistemas integrados de produção são estratégias de uso sustentável da terra, que podem apoiar o aumento da produção agrícola, e ao mesmo tempo recuperar e preservar o meio ambiente. A publicação “Manejo do Solo em Sistemas Integrados de Produção” propõe fornecer informações à sociedade, aos técnicos, aos produtores e aos tomadores de decisão sobre a eficácia da adoção dos princípios da agricultura conservacionista, em especial os sistemas integrados, para combater a erosão do solo, o principal agente de degradação da terra e perda de produtividade. Os capítulos foram elaborados após profunda e abrangente revisão de literatura, e trazem os principais resultados e inovação alcançados pela pesquisa na área da Ciências do Solo com foco nos sistemas integrados.

O manejo conservacionista é chave para manter os solos saudáveis por meio de combinação de práticas e técnicas de manejo mais adequadas. Os indivíduos comprometidos

com a conservação do solo auxiliam para garantir que o solo seja fértil e produtivo, o protegem da erosão e degradação, e ajudam a aumentar a resiliência do ecossistema diante das mudanças climáticas. Daí a importância desse livro, que sintetiza o conhecimento científico sobre o impacto positivo dos sistemas conservacionistas, ao abordar temas como plantio direto, manejo do solo e da fertilidade, uso de resíduos, e monitoramento e diagnóstico de sistemas integrados, agroecológicos, orgânicos e agricultura familiar em ambientes distintos como Cerrado, montanha, mar de morros e tabuleiros costeiros. Dessa forma, esta obra torna-se essencial para superar os desafios, e direcionar esforços e conhecimentos para alcançar a sustentabilidade da produção agropecuária.

Considero um grande privilégio apresentar o livro "Manejo do Solo em Sistemas Integrados de Produção" neste momento crucial da agricultura brasileira. Parabenizo os Editores e todos os Autores deste importante livro, e estimulo a todos os interessados a unirem esforços, conhecimentos e recursos em direção ao futuro da agricultura sustentável, e que tem nos Sistemas Integrados a ferramenta fundamental.

Alberto C. de Campos Bernardi

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1

O ESTADO DA ARTE DO SISTEMA PLANTIO DIRETO NO CERRADO

José Luiz Rodrigues Torres
Doutor em Produção Vegetal e Professor titular do Instituto Federal do Triângulo Mineiro - Campus Uberaba/MG
E-mail: jlrtorres@iftm.edu.br

Marcos Gervasio Pereira
Doutor em Ciência do Solo e Professor titular da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
E-mail: mgervasiopereira01@gmail.com

Arcângelo Loss
Doutor em Ciência do Solo e Professor associado da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC
E-mail: arcangelo.loss@ufsc.br

Luiz Alberto da Silva Rodrigues Pinto
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Doutorando em Ciência do Solo
E-mail: l_arodrigues@yahoo.com.br

Dinamar Márcia da Silva Vieira
Universidade Federal de Uberlândia, Doutoranda em Agronomia/Solos
E-mail: marcinha_0202@hotmail.com

1 . INTRODUÇÃO

Na literatura, os primeiros registros que fazem menção ao plantio direto de culturas, sem a necessidade de revolvimento do solo, ocorreram na década de 1950, quando os agricultores da Inglaterra e dos Estados Unidos da América (EUA) conduziram pesquisas pioneiras com essa técnica que, na época, foram apontadas pelos pesquisadores, como um avanço tecnológico fundamental na conservação do solo e produção de alimentos. No Brasil, os produtores paranaenses foram os responsáveis por buscar as primeiras informações sobre a adequação dessa tecnologia às lavouras de clima tropical e subtropical do país (Motter e Almeida, 2015).

Com base nos preceitos da Agricultura Conservacionista, o Plantio Direto (PD) e o Sistema Plantio Direto (SPD) têm aplicações diferentes. Enquanto o primeiro é adequado para a adoção em regiões de clima temperado, o segundo é um complexo sistema de produção apropriado às regiões de clima subtropical e tropical baseado em um conjunto de tecnologias, visando à viabilização da agricultura de forma sustentável, sem a degradação do solo (Landers, 2005).

Estes preceitos associam à redução drástica do revolvimento do solo à rotação de diferentes usos e culturas, à manutenção permanente da cobertura do solo, ao manejo integrado de pragas, doenças e de plantas daninhas, à seleção de espécies vegetais, ao desenvolvimento de cultivares mais produtivas e adaptadas aos sistemas de adubação mais racionais, e muitas outras tecnologias adaptadas aos diferentes sistemas de produção (Andrade et al., 2010). Assim, podem proporcionar à redução dos custos de produção, uma vez que uma menor

quantidade de operações agrícolas é necessária no manejo das áreas, economizando aquisição e uso de máquinas agrícolas, combustível e custos trabalhistas (Fuentes-Llanillo et al., 2021).

Tanto o PD como o SPD privilegiam práticas de manejo que garantem um fornecimento constante de matéria orgânica, fundamental para a construção da fertilidade do solo, em seu sentido mais amplo, que irão estimular às atividades biológicas, com isso a qualidade do solo também pode ser restaurada ou melhorada, especialmente, os níveis de carbono e a biodiversidade do solo (Kan et al., 2020). Consequentemente, os rendimentos agrícolas podem aumentar ao longo do tempo (Page et al., 2019), enquanto diminui a aplicação de fertilizantes (Casão Junior et al., 2012), devido à redução da lixiviação de nutrientes e erosão.

Nas regiões brasileiras, a introdução do SPD incorporou mudanças significativas nas práticas agronômicas tradicionais, diminuindo a mobilização periódica do solo e promovendo a agrobiodiversidade, através da rotação de culturas e de diferentes usos da terra, além de manter o solo coberto com culturas em crescimento e resíduos vegetais, que associados ao manejo integrado de pragas, doenças e plantas invasoras, atende aos princípios essenciais de sustentabilidade da agricultura nos trópicos e subtrópicos (Landers, 2005; Torres et al., 2018).

As regiões brasileiras estão inseridas em seis biomas, dentre eles o Cerrado, no qual será abordada a dinâmica do SPD nos tópicos seguintes, destacando características importantes quanto ao histórico, expansão, dificuldades, benefícios e impactos associados ao monitoramento dos atributos dos solos do Cerrado em termos de indicadores de qualidade.

2 . ADOÇÃO, DISSEMINAÇÃO E DESAFIOS DO SISTEMA PLANTIO DIRETO

2.1 Agricultura conservacionista

A Agricultura Conservacionista (AC) tornou-se o novo paradigma agrícola no Brasil, substituindo o modelo tradicional de produção de alimentos que era baseado no intenso revolvimento do solo com sucessivas arações e gradagens, por outro maior e mais eficiente, que tem proporcionado um melhor alinhamento institucional e político para a mais ampla repartição dos benefícios, aos agricultores e a sociedade (Fuentes-Llanillo et al., 2021).

A AC é compreendida como um modelo de produção agrícola conduzido, sob a proteção de um complexo de tecnologias de caráter sistêmico, objetivando preservar, manter, restaurar ou recuperar os elementos da biosfera ou recursos naturais, mediante o manejo integrado do solo, da água e da biodiversidade, devidamente compatibilizados com uso de insumos externos (Denardin et al., 2012). Baseados nos preceitos da AC, os sistemas de manejo objetivam aumentar a sustentabilidade da agricultura nos aspectos

socioeconômicos, gerar competitividade para o agronegócio, garantir a segurança e a qualidade alimentar e, preservar o meio ambiente (Pinto et al., 2021).

Um dos sistemas de produção mais amplamente adotado é o SPD, que inicialmente foi conceituado como simples prática conservacionista, especialmente, voltado ao controle da erosão hídrica. Posteriormente, o enfoque concedido a essa prática foi ampliado, passando a ser considerado como um grande e complexo sistema de manejo embasado em todos os pilares da AC, sendo denominado como sistema plantio direto (Ceretta et al., 2007).

2.2 Plantio Direto (PD) e Sistema Plantio Direto (SPD)

O PD ou a semeadura direta é conceituado como a ação de semear mediante mobilização de solo restrita à linha de semeadura e à manutenção dos restos culturais na superfície edáfica. Esse termo é fiel ao conceito dos termos *no-till*, *no-tillage* e *zero-tillage*, oriundos da Inglaterra e dos EUA, de onde essa prática foi importada em 1969, sob o enfoque de simples método alternativo de preparo reduzido de solo, visando o controle da erosão (Ceretta et al., 2007). Para o manejo conservacionista, o PD agrega somente dois dos três pilares básicos do SPD, sendo i) redução ou supressão da mobilização periódica do solo; e ii) cobertura permanente do solo através de resíduos orgânicos ou plantas de cobertura (Denardin et al., 2012).

No Brasil, somente essas duas ações são insuficientes para promover a conservação do solo e da água em extensas e intensas áreas de produção de alimentos com culturas anuais (Cassol et al., 2007), devido às condições edáficas e ambientais das regiões subtropical e tropical do país. A elevada taxa de mineralização dos resíduos culturais, impostas por essas condições, torna transitória tanto a cobertura quanto a estabilidade estrutural do solo requerido para o bom desenvolvimento do sistema radicular das espécies cultivadas (Lal, 2004). Sendo assim, o PD necessitou ser adaptado e conduzido, sob a ótica de um sistema de manejo e não somente como uma prática conservacionista.

Neste contexto, em meados de 1980, cerca de onze anos após a introdução do PD no Brasil, surge o SPD originalmente brasileiro. De acordo com Denardin et al. (2019), o SPD pode ser conceituado como um complexo de ações dentro dos preceitos da AC destinado à exploração de áreas de produção agrícola, compreendendo: i) Mobilização do solo somente na linha ou cova de semeadura ou de plantio; ii) Manutenção do solo permanentemente coberto com plantas vivas e resíduos culturais; iii) Diversificação de culturas em esquema de rotação, consorciação ou sucessão; iv) Aporte de material orgânico ao solo em quantidade, qualidade e frequência compatíveis com a demanda biológica do solo; v) Preservação dos restos culturais; e vi) Redução ou supressão do intervalo de tempo entre colheita e semeadura (Torres et al., 2018).

O SPD, o PD ou semeadura direta, além do PD na palha e o SPD na palha, quando

adotado corretamente, pode proporcionar inúmeros benefícios, como a racionalização do uso de insumos e máquinas, manutenção ou melhoria dos atributos edáficos, além de reduzir a perda dos recursos naturais (solo, água e nutrientes) (Cassol et al., 2007). No atual cenário da agricultura brasileira, os modelos de produção de alimentos dominantes nas áreas agricultáveis com culturas anuais viabilizam o PD em detrimento ao SPD, em virtude da reduzida quantidade ou qualidade dos resíduos aportados sobre a camada superficial do solo (Fuentes-Llanillo et al., 2021).

2.3 Expansão do sistema plantio direto no país

Introduzido no Paraná há pouco mais de 50 anos (PD) e, posteriormente, adaptado às condições edafo-ambientais há mais de 40 anos (SPD), o manejo conservacionista foi empregado quando a erosão assolava as terras mais férteis da região, onde o risco de comprometer a cadeia produtiva de alimentos e causar a desertificação nas áreas era imenso, podendo causar prejuízos imensuráveis (Casão Junior et al., 2012). A partir da década de 1970, esse modelo de manejo expandiu inicialmente pela região Sul e depois, gradativamente, para outras regiões do país, atingindo um milhão de ha (Mha) plantados nos anos de 1989-1990, já também tendo se estendido para o centro-oeste brasileiro (Saturnino e Landers, 1997).

Dados da Embrapa (2002) evidenciam o crescimento da área cultivada sob SPD no Brasil para 15 Mha, sendo que destes, 5 Mha encontravam-se no Cerrado (Safra 2001/02), bioma que abrange totalmente o Distrito Federal e parcialmente mais onze estados da federação: Goiás, Tocantins, Maranhão, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Mato Grosso, Piauí, São Paulo, Bahia, Paraná e Rondônia, sendo observadas variações de latitude e altitude nas grandezas de 22,4º e 1.800 m, respectivamente (Sano et al., 2008).

Na safra 2011/12, o Brasil atingiu a marca de 31,5 Mha de área cultivada em SPD, evidenciando um crescimento exponencial ocorrido desde a década de 1990 até aquele momento (FEBRADP, 2012). Entretanto, o MAPA (2012) estimou que até 2020, a área sob SPD no país atingiria 33 Mha, previsão esta que se confirmou na safra 2018/19 (Briedis et al., 2020) (Figura 1). Como resultado, a porcentagem de safras anuais sob SPD aumentou de 51,2% para 61,0%, entre 2006 e 2017 (Fuentes-Llanillo et al., 2021).

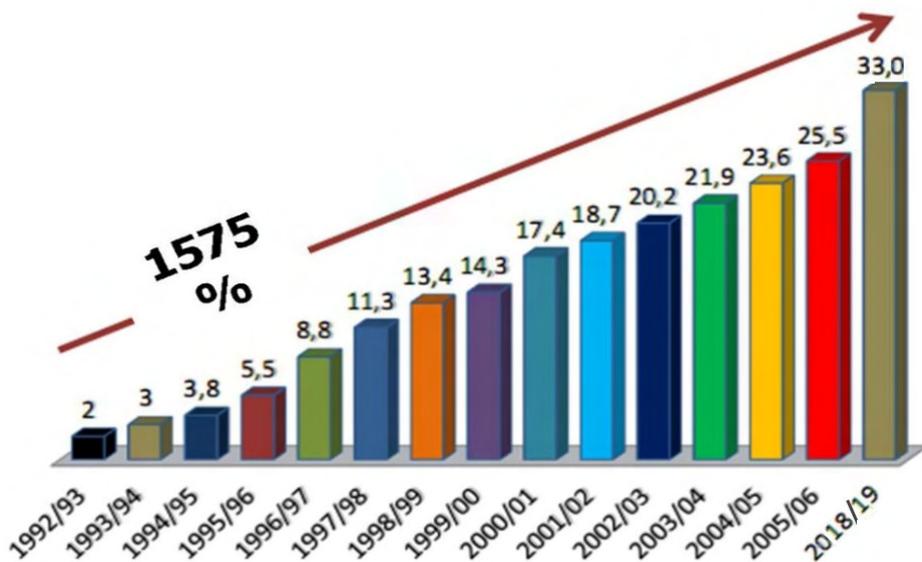



Figura 1. Crescimento acelerado do sistema plantio direto no Brasil até a safra 2018/19.

Fonte: FEBRAPDP (2012; 2021); CONAB (2012; 2021).

Entre os anos de 2006 e 2017, foi observado um aumento exponencial de aproximadamente 85% na área total manejada sob SPD no Brasil. Nas cinco regiões do país, foi registrado padrão semelhante: No Sul, região pioneira na implantação do manejo conservacionista, a área total com SPD variou de 8,6 a 11,9 Mha, aumentando em 39,3%, no Centro-Oeste foi constatado a maior expansão na área com SPD, passando de 6,5 a 13,7 Mha (110,4%), no Sudeste o aumento foi de 107,4%, variando de 1,4 para 2,9 Mha, no Nordeste o aumento foi de 1,2 para 3,3 Mha (184,2%), enquanto que no Norte do país, a área total variou de 0,2 para 1,2 Mha, ou seja, um aumento de 431% (Fuentes-Llanillo et al., 2021; FEBRADP, 2012; 2021; CONAB, 2012; 2021) (Figura 2).

Figura 2. Distribuição de áreas cultivadas, sob sistema plantio direto, em diferentes regiões do Brasil, totalizando em 33 milhões de ha na safra 2018/19.

Fonte: FEBRADP (2021).

2.4 Os desafios enfrentados pelo sistema plantio direto

2.4.1 No Brasil

Desde a introdução do SPD no país, vários desafios foram sendo enfrentados, desde a desconfiança associada ao ceticismo dos produtores da região do Paraná à falta de equipamentos apropriados para fazer o plantio sem o revolvimento do solo, o controle das plantas invasoras, dentre outros. Fatores que foram sendo vencidos e superados gradativamente, à medida que as vantagens em adotar o sistema foram aparecendo (Andrade et al., 2018).

Desde então, novos desafios surgiram, necessitando ser estudados e resolvidos, como o uso intensivo do glifosato, a resistência das plantas invasoras ao produto e a falta de um planejamento eficiente na execução do SPD (Derpsch, 2013). Koger e Reddy (2005) destacam que o uso frequente deste princípio ativo, devido ao excesso de aplicações, tem contribuído significativamente para a seleção de biótipos resistentes e/ou tolerantes em espécies de plantas invasoras.

A resistência destas plantas invasoras ao herbicida ocorre quando um grupo

de plantas consegue sobreviver e se reproduzir após exposição à dose utilizada, que normalmente seria letal a uma população da mesma espécie (Christoffoleti e Lopez-Ovejero, 2008). Segundo Ferreira et al. (2009), o crescimento de plantas daninhas resistentes aos herbicidas é decorrente do seu uso incorreto, uma vez que a repetição do mesmo herbicida ou mecanismo de ação induz o rápido desenvolvimento de biótipos resistentes. Por esse motivo, o uso intensivo do glifosato, em áreas agrícolas, tem favorecido a pressão seletiva que, aliada à boa adaptabilidade ecológica das espécies daninhas e ao uso de doses inadequadas, tem contribuído para a seleção de espécies tolerantes ou resistentes (Lacerda et al., 2019).

Fancelli e Dourado Neto (2000) destacam ainda a falta de qualificação e o baixo grau de instrução de alguns produtores, o custo elevado de máquinas com eficiência variável, em diferentes tipos de solo e região, a compactação superficial e subsuperficial, a inadequação a algumas culturas, a maior necessidade de assistência técnica especializada e a baixa disponibilidade de pessoal, para a implantação e condução do sistema.

Destaca-se ainda, que em algumas áreas de produção, alguns princípios básicos do SPD vêm sendo ignorados pelos produtores em todo o país. Principalmente, no que se refere a não realização de um planejamento adequado do sistema de rotação de culturas, que tem sido justificado pelos produtores devido à necessidade de rápido retorno financeiro, endividamento ou compromissos financeiros, além do dimensionamento dos equipamentos de maneira inadequada à topografia e a falta de conhecimento técnico ou de opção de plantas de cobertura (Mittimann, 2015), que podem trazer consequências desastrosas a médio e longo prazo.

A rotação de culturas é um princípio fundamental do SPD, entretanto, no Cerrado vem sendo substituída gradativamente pela sucessão de culturas. Tal fato ocorre devido ao pequeno número de culturas comerciais a serem utilizadas na época de outono/inverno, ao manejo ou logística de colheita e armazenamento, pois, os produtores preferem investir na sucessão milho/soja ou soja/milheto, que não garante uma cobertura do solo em quantidade e qualidade adequada. Assim, pouca matéria orgânica é aportada à superfície do solo, sendo incapaz de manter ou melhorar os atributos físicos, químicos e biológicos do solo (Guareschi e Pereira, 2015).

Nas áreas sob SPD, também é comum ocorrer problemas com a compactação do solo, pois somente após alguns anos da não realização do revolvimento solo, é que as áreas adquirem resistência suficiente para suportar o tráfego sem apresentar compressibilidade significativa. No decorrer das fases de instalação do sistema, os solos manejados sob SPD, poderão apresentar agregados mais densos, resistentes e que estão mais próximos entre si (Stone et al., 2006). Contudo, no SPD é comum à ocorrência da compactação na superfície do solo, o que, dependendo do seu grau, poderá prejudicar as trocas gasosas entre o solo e a atmosfera e, consequentemente, o desenvolvimento das plantas.

Geralmente, as máquinas utilizadas no SPD, são mais pesadas, o que causa alterações na estrutura do solo, promovendo uma compactação superficial do solo, que tem sido apontado como um dos principais problemas em áreas de SPD. Gamero (2008) destaca que, quando há necessidade de descompactar o solo nas áreas agrícolas sob SPD, alguns agricultores optam pela mobilização por escarificadores e subsoladores, visando corrigir essa limitação, pois estes implementos não promovem uma inversão de camadas, obtendo-se com isto, uma menor alteração da estrutura do solo.

A velocidade de deslocamento dos tratores, durante as operações agrícolas, tem sido apontada como um fator que influencia na modificação dos atributos físicos do solo. Avaliando o efeito de diferentes velocidades na compactação do solo, Taghavifar e Mardani (2013) concluíram que baixas velocidades de deslocamento aumentam a duração do contato entre rodado e solo, proporcionando maior tempo de aplicação de forças verticais e maiores chances de ocorrer compactação.

Em uma área cultivada em SPD, há dezessete anos ininterruptos, nos quais foram realizadas rotações de culturas, em Latossolo Vermelho Distroférrico típico, com textura muito argilosa, Fidalski et al. (2015) observaram que o revolvimento ocasional do solo com aração e gradagem em SPD consolidado teve duração efêmera de seis meses na redução da densidade do solo. Além disso, os autores também observaram que não houve aumento de produtividade das culturas subsequentes à calagem e ao revolvimento do solo.

Em um Latossolo Vermelho Distrófico com horizonte A húmico com oito anos de adoção de SPD, Drescher et al. (2011) observaram que havia uma camada compactada na camada de 0,07 a 0,15 m, e que a intervenção mecânica, neste solo, com aração ou escarificação, mostrou potencial efêmero para mitigar a compactação do solo. Contudo, os autores verificaram que o mecanismo rompedor de solo tipo disco + facão da semeadora mostrou-se mais efetivo em alterar os atributos físicos avaliados.

Para amenizar este efeito de compactação, há basicamente duas opções disponíveis ao produtor, que pode diminuir o peso da máquina e/ou aumentar a área de contato rodado-solo. Quando se pensa em aumentar a área de contato rodado-solo, é comum utilizar pneus mais largos, de maior diâmetro, rodados duplos ou esteiras (Debiasi et al., 2008). Outra opção seria diminuir a pressão aplicada pelos pneus no solo, que estaria relacionada à calibragem de pressão. Feitosa et al. (2015) observaram que as maiores pressões nos pneus dianteiros (110 kPa) e traseiros (124 kPa) do trator, combinada com a velocidade de deslocamento de 1,51m s^{-1} ocasionou maior redução na porosidade total.

Outra medida, visando à prevenção da compactação do solo, é a de limitar ou controlar o tráfego a determinadas regiões dentro da lavoura (Souza et al., 2017). Esse procedimento permite dividir a lavoura em duas zonas, uma com baixo grau de compactação do solo adequada ao desenvolvimento de plantas e outra compactada, ideal sob o ponto de vista do desempenho dos tratores, para que diminua as perdas de potência por patinagem e

resistência ao deslocamento da própria máquina, o que aumenta a capacidade operacional e reduz o consumo de combustível (Debiasi et al., 2008). Quando a compactação do solo é constatada em áreas sob SPD, para amenizar o problema, é comum iniciar o processo descompactação biológica, que ocorre com a implantação de sistemas de rotação de culturas, envolvendo espécies com sistema radicular vigoroso e profundo que auxiliam na redução da compactação do solo (Magalhães et al., 2009).

Esta descompactação biológica pode ser realizada por plantas que tenham sistema radicular pivotante, que são capazes de crescer em camadas de solo compactado e formar bioporos estáveis e melhorar os atributos físicos do solo. A utilização de espécies de cobertura capazes de romper camadas compactadas vem assumindo papel importante, que não se deve restringir às espécies tradicionais (nabo forrageiro, guandu e crotalária), uma vez que é possível a adoção de várias alternativas de sequência e épocas de semeadura (Gonçalves et al., 2006).

Em um Latossolo Vermelho com uma camada adensada a 0,15m de profundidade, o capim pé-de-galinha (*Eleusine indica*) e a braquiária (*Urochloa brizantha*) se destacaram como promissoras nessas condições de cultivo podendo ser indicadas como plantas com potencial descompactador (Lima et al., 2015), pois, apresentaram bom desenvolvimento de parte aérea e raiz com densidades do solo com até 1,65 Mg m^{-3}. A produção de massa seca da parte aérea de capim pé-de-galinha e *Urochloa brizantha* foi em média 80% superior em comparação à *Crotalária ochroleuca* e milheto na densidade de 1,5 Mg m^{-3}.

A escarificação e o uso de plantas de cobertura de inverno são práticas que vêm sendo adotadas para promover a melhoria dos atributos físicos do solo. Silveira Junior et al. (2012) avaliaram estas práticas em um Latossolo Vermelho Distrófico, textura argilosa, após 16 anos em sistema de semeadura direta (SSD). Dentre outras, observaram que após dezoito meses, a área em SSD, com ou sem práticas de descompactação, apresentou praticamente a mesma qualidade física, como indicado pela densidade do solo, porosidade, permeabilidade ao ar e continuidade de poros.

2.4.2 No Cerrado, sob condições naturais de cultivo

Produção de massa fresca e seca

No Cerrado brasileiro têm sido destacadas algumas dificuldades para implantação de um sistema de rotação de culturas eficiente, pois nem sempre é possível cultivar plantas de cobertura entre abril e setembro, devido à pouca ou nenhuma ocorrência de chuvas (Guareschi et al., 2012). Essa região caracteriza-se por apresentar, de forma geral, cinco a seis meses de período seco no inverno, com solos quimicamente pobres, altamente intemperizados e de caráter ácido (Loss et al., 2012).

Alguns pesquisadores têm buscado genótipos de plantas de cobertura adaptadas

às peculiaridades edafoclimáticas do Cerrado, que sejam capazes de produzir massa seca entre 10 e 12 Mg ha^{-1} ano^{-1}, com alta relação C/N, sensibilidade à dessecação química e com alto grau de aproveitamento da umidade residual do solo (Fidelis et al., 2003). Sob condições de Brasil Central, são verificadas limitações quanto ao longo período de seca, afetando o desenvolvimento vegetativo das culturas e comprometendo a obtenção de eficiente cobertura morta do solo para a manutenção do sistema plantio direto.

A decomposição mais acelerada dos resíduos vegetais no Cerrado é outro fator que dificulta a manutenção da cobertura na superfície do solo, por isso a qualidade e a quantidade de biomassa produzida pelas plantas de cobertura são fundamentais para a sustentabilidade do sistema (Torres et al., 2014). Os autores conduziram estudos, em duas épocas do ano, na região do Triângulo mineiro, cultivando as plantas de cobertura no inverno e verão, e observaram que a produção de massa seca foi bastante variável ao longo de vários anos de estudos, sendo diretamente influenciadas pelas condições climáticas locais, que mesmo no período seco, quando as plantas são semeadas logo após a colheita das culturas de verão, que ocorre normalmente em março na região, é possível produzir massa seca em quantidade suficiente para manter a cobertura do solo (Tabela 1).

Dentre as Poáceas utilizadas como cobertura vegetal, destaca-se o milheto (*Pennisetum glaucum* L.) e as braquiárias (*Urochloa sp*), que têm sido as principais espécies utilizadas como coberturas de solo, pois, apresentam capacidade de produção elevada de massa seca em um curto período de tempo, elevado acúmulo de nutrientes, com menor taxa de decomposição e tempo de meia vida dos resíduos, o que possibilita proteção do solo por período mais prolongado (Assis et al., 2016; Torres et al., 2015a; Pacheco et al., 2017a). Dentre as Fabáceas, o gênero que mais se destaca são as Crotalárias sp, em especial *Crotalaria juncea*, *Crotalaria spectabilis* e *Crotalaria ochroleuca*, originárias da Ásia Tropical, sendo plantas que apresentam ampla adaptação às regiões tropicais, têm hábito de desenvolvimento arbustivo, ereto e rápido, com elevada produção de massa seca e fixação biológica de nitrogênio (FBN) (Altmann, 2010).

Além do cultivo isolado, as misturas de Fabáceas e Poáceas vêm sendo feitas com o objetivo de proporcionar uma cobertura que permaneça mais tempo sobre a superfície do solo quando comparado ao monocultivo de Fabáceas. Aproveitando também o potencial destas plantas em fixar o N atmosférico, depois disponibilizá-lo às culturas sucessoras (Aita e Giacomini, 2006). Estas misturas buscam aliar os benefícios individuais de cada espécie, podendo atenuar o problema de baixa produção e persistência de palhada, de compactação de solo e deficiência de N nos estágios iniciais de desenvolvimento da cultura subsequente, bem como reciclar os nutrientes com elevada mobilidade no solo (Perin et al., 2015). O acúmulo de nutrientes na biomassa, a velocidade de decomposição e a liberação de nutrientes variam entre as espécies (Torres et al., 2019; 2020; 2021), o que pode ser uma vantagem do consórcio.

Cobertura	Massa seca										
	00/01	01/02	04/05	05/06	06/07	07/08	08/09	09/10	11/12	13/14	14/15
	....Mg ha^{-1}..										
Braquiária	6,0 b*	2,1 b	1,4 b	5,5 a	2,1 a	2,0 b	2,6 a	8,0 c	3,3 b	10,6 a	9,1 a
Crotalária	3,9 c	3,7 a	2,1 a	3,6 b	2,0 a	2,1 b	2,9 a	10,5 b	3,4 b	7,2 c	9,0 a
Milheto	10,0 a	3,6 a	1,5 b	4,1 b	2,3 a	3,9 a	2,9 a	12,2 a	5,2 a	9,0 b	9,6 a
Pousio	2,1 d	3,8 a	2,6 a	2,5 c	2,6 a	3,8 a	2,8 a	7,2 c	2,2 c	--	--
CV (%)	20,7	10,9	15,2	17,1	20,0	22,6	15,8	12,2	11,7	6,2	8,6

Tabela 1. Produção de biomassa seca de plantas de cobertura (braquiária, crotalária e milheto) e de pousio (vegetação espontânea), no inverno (2001/02 a 2006/07, 2008/09, 2011/12) e no verão (2000/01, 2007/08, 2009/10, 2013/14 e 2014/15) em Uberaba-MG

*Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si a 5% (Tukey). Fonte: Modificado de Torres e Pereira (2013). CV= coeficiente de variação.

A vantagem da utilização de plantas leguminosas nas misturas está no potencial de produção de biomassa e fornecimento de N, principalmente, em solos pobres em matéria orgânica. Entretanto, são plantas com baixa relação C/N, apresentando elevada velocidade de decomposição e liberação de nutrientes de seus resíduos (Giacomini et al., 2003). Por outro lado, Rossi et al. (2012) afirmam que as gramíneas se destacam pela capacidade de produzir biomassa com resíduos com relação C/N elevada, contribuindo para menor taxa de decomposição e liberação de nutrientes para culturas. A presença de espécies de gramíneas como adubo verde é importante para a absorção de K das camadas subsuperficiais, disponibilizando-o na superfície do solo e contribui para o aproveitamento do P residual das adubações anteriores (Torres e Pereira, 2008).

Decomposição dos resíduos e ciclagem de nutrientes

Estudando as taxas de decomposição de resíduos de espécies de cobertura no Cerrado, Kliemann et al. (2006) verificaram que as palhadas mais frágeis e menos persistentes, em ordem decrescente, foram capim Mombaça, sorgo granífero, milheto, estilosantes, guandu e capim Marandú, cultivadas exclusivamente ou em consórcio com milho.

Avaliando a decomposição da palhada de *Urochloa* sp. e *Panicum* sp. após o consórcio com milho no Cerrado, Garcia et al. (2014) observaram que as forrageiras *Panicum maximum* cv. *Tanzânia*, *Urochloa brizantha* cv. *Xaraés*, *Urochloa ruziziensis* após o consórcio com milho apresentaram decomposição da palhada muito parecida, ao 0 e 150 dias, de 4350, 4617 e 4502 kg ha^{-1} e 772, 754 e 663 kg ha^{-1}, respectivamente. Em todos os consórcios de milho com forrageiras dos gêneros *Panicum* sp. e *Urochloa* sp. mais adubação nitrogenada antecessora, observou-se que aos 60 dias após o manejo da forragem, ainda restavam entre 50% e 60% da palha inicial sob SPD.

Avaliando o potencial agronômico das espécies forrageiras *Urochloa decumbens* e *Urochloa brizantha* comparadas ao milheto, na formação de palha para a adoção do SPD em Jaboticabal (SP), Timossi et al. (2007) concluíram que as braquiárias foram mais eficientes na formação de palha. As espécies produziram valores acima de 11 Mg ha^{-1}, além de densa cobertura no solo e com a supressão do desenvolvimento de plantas daninhas, quando comparadas ao milheto.

Em estudos conduzidos no Cerrado mineiro, por várias safras sob diferentes coberturas do solo, e com semeaduras das coberturas sendo realizadas no inverno e no verão, Torres et al. (2016a) verificaram que o tempo de meia vida ($T^{1/2}$ vida) dos resíduos remanescentes sobre o solo são variáveis e influenciados principalmente por fatores como temperatura e umidade (Tabela 2). Estes estudos evidenciaram que a decomposição é mais acelerada no período chuvoso (novembro a março) e lento no período seco (junho a setembro), que os resíduos das Poaceas permanecem mais tempo sobre do solo devido a sua maior relação C/N, com exceção da braquiária, e que a crotalária foi a Fabacea com melhor desempenho em relação aos parâmetros avaliados.

Com relação à produção de biomassa e acúmulo de nutrientes nos resíduos de braquiária, milheto e crotalária, em condições naturais, na mesma época de plantio, vários estudos já foram conduzidos em diferentes cidades e estados no bioma Cerrado. Em Rio Verde-GO, Pacheco et al. (2011) quantificaram a massa seca (MS) de braquiária e milheto em 6 e 2 Mg ha^{-1} no ano de 2008/09, que acumularam quantidades elevadas de N (116 e 29 kg ha^{-1}), P (10 e 2 kg ha^{-1}), K (93 e 13 kg ha^{-1}), Ca (54 e 89 kg ha^{-1}) e Mg (12 e 4 kg ha^{-1}). No ano seguinte (2009/10), a produção de MS foi de 7 e 6 Mg ha^{-1}, que acumularam maiores quantidades de N (98 e 79 kg ha^{-1}), P (20 e 16 kg ha^{-1}), K (112 e 54 kg ha^{-1}) e Ca (64 e 49 kg ha^{-1}), comparado ao ano anterior.

Coberturas	Massa seca					
	Milho			Soja		
	K	$T^{½}$	r^2	K	$T^{½}$	r^2
	$g\ g^{-1}$	dias		$g\ g^{-1}$	dias	
	------------------------------- 2000/01--					
Braquiária	0,0132	52	0,96 *	0,0115	60	0,95 *
Crotalária	0,0067	103	0,92 *	0,0074	94	0,97 **
Milheto	0,0053	131	0,97 **	0,0053	131	0,96 **
Pousio	0,0107	65	0,98 **	0,0128	54	0,95 **
	------------------------------- 2001/02--					
Braquiária	0,0090	77	0,99 **	0,0089	78	0,99 **
Crotalária	0,0046	151	0,97 **	0,0056	124	0,99 **
Milheto	0,0062	112	0,98 **	0,0058	119	0,97 **
Pousio	0,0047	147	0,99 **	0,0050	139	0,98 **
	------------------------------- 2004/05--					
Braquiária	0,0095	73	0,95 **	0,0147	52	0,88 **
Crotalária	0,0050	139	0,98 *	0,0057	122	0,93 *
Milheto	0,0052	137	0,97 *	0,0062	115	0,90 **
Pousio	0,0067	109	0,95 **	0,0105	82	0,95 *
	------------------------------- 2005/06--					
Braquiária	0,0103	67	0,94 **	0,0166	42	0,82 *
Crotalária	0,0051	136	0,99 *	0,0057	122	0,92 **
Milheto	0,0046	151	0,98 *	0,0065	114	0,87 *
Pousio	0,0079	88	0,94 **	0,0149	47	0,97 **
	------------------------------- 2006/07--					
Braquiária	0,0091	76	0,93 *	0,0187	37	0,83 *
Crotalária	0,0053	131	0,98 *	0,0058	120	0,87 *
Milheto	0,0047	147	0,96 *	0,0062	112	0,85 *
Pousio	0,0075	92	0,93 *	0,0116	60	0,89 *
	------------------------------- 2009/10--					
Braquiária	0,0112	62	0,96 **	0,0120	58	0,98 *
Crotalária	0,0122	57	0,98 *	0,0092	75	0,99 *
Milheto	0,0086	80	0,98 *	0,0066	105	0,99 *
Pousio	0,0104	67	0,93 **	0,0069	100	0,95 **

Tabela 2. Constante de decomposição (K) e tempo de meia-vida ($T^{½}$ vida) da massa seca (MS) de braquiária, crotalária, milheto e pousio durante o ciclo de milho e soja, semeadas em setembro/outubro (2000 e 2009) e março/abril (2001, 2004, 2005 e 2006), em Uberaba-MG

** e * = Significativos ($p<0,01$) e ($p<0,05$), respectivamente, k = Constante de decomposição; $T^{½}$ = Tempo de meia-vida; r^2 = coeficiente de determinação. Fonte: Torres et al. (2016a).

Em Uberaba-MG, Torres et al. (2008) e Torres e Pereira (2008) quantificaram a produção de MS de braquiária, milheto e crotalária de 6, 10 e 4 Mg ha^{-1}, que acumularam valores elevados de N (130,80; 165,55; e 118,11 kg ha^{-1}), P (13,30; 22,60 e 10,80 kg ha^{-1}), K (215; 219 e 59 kg ha^{-1}), Ca (19; 41 e 43 kg ha^{-1}), Mg (21; 23 e 13 kg ha^{-1}) e S (9; 13 e 4 kg ha^{-1}) no período chuvoso. Enquanto no período seco, a produção de MS para estas mesmas plantas foi de 2, 4 e 4 Mg ha^{-1}, que acumularam quantidades de N (42; 56 e 76 kg ha^{-1}), P (2; 5 e 4 kg ha^{-1}), K (46; 56 e 39 kg ha^{-1}), Ca (9; 23 e 22 kg ha^{-1}), Mg (6; 11 e 7 kg ha^{-1}) e S (3; 6 e 4 kg ha^{-1}) significativamente inferiores quando comparado ao período chuvoso, respectivamente.

2.4.3 No Cerrado, sob áreas irrigadas

Produção de massa fresca e seca

Em áreas irrigadas, pouco se tem feito com relação à quantificação da produção de massa fresca e seca, decomposição e ciclagem de nutrientes. Entretanto, em alguns estudos com SPD em hortaliças, tem-se comprovado que a introdução do sistema nestas áreas, utilizando braquiária, milheto e crotalária como culturas antecessoras, aumentou a produtividade das hortaliças, melhorando o desempenho das culturas (Morais Junior et al., 2012; Perin et al., 2015; Torres et al., 2015b; 2017; 2019; 2021; Branco et al., 2017).

Alguns estudos já comprovaram que o uso de plantas de cobertura para produção de MS, antecedendo o cultivo de hortaliças é benéfico ao sistema de cultivo. Fontanétti et al. (2006) utilizaram 12,7 Mg ha^{-1} de MS de crotalária juncea, 8,5 Mg ha^{-1} de mucuna preta, 7,5 Mg ha^{-1} de feijão de porco e 5,2 Mg ha^{-1} de vegetação espontânea, que resultaram na produção de cabeças de repolho com 1,4, 1,2, 1,2 e 2 kg, respectivamente. Vargas et al. (2011) utilizando 50% da dose recomendada de adubação mineral somado a MS de crotalária e feijão de porco verificaram produção de cabeça de repolho, similar a obtida com 100% adubação mineral, com rendimento variando entre 1,9 kg a 2,3 kg por planta.

Em cultivo de hortaliças sob SPD no Cerrado, Miranda et al. (2020) observaram produções de massa fresca (MF) e MS em cultivos solteiros de milheto de 51 e 9 Mg ha^{-1} e em braquiária de 45 e 8 Mg ha^{-1}, respectivamente, superiores aos valores constatados na crotalária. Nas misturas das espécies, nas quais haviam a presença do milheto, os valores de produção da MF e MS foram, significativamente, superiores para milheto + braquiária (51 e 14 ha^{-1}), milheto + crotalária + braquiária (50 e 11 Mg ha^{-1}) e milheto + crotalária (51 e 11 Mg ha^{-1}), quando comparados à mistura crotalária + braquiária. Observaram ainda que as maiores taxas de decomposição dos resíduos ocorrem onde havia a presença da braquiária, em cultivo solteiro ou em mistura.

Avaliando diferentes coberturas em áreas de SPD de hortaliças, Silveira et al. (2021) observaram que a decomposição dos resíduos de braquiária, milheto e crotalária em cultivo isolado e a ciclagem de nutrientes ocorreram até três vezes mais rápida quando

comparados aos valores obtidos, em condições naturais, na mesma região (Torres et al., 2015b; 2017; Ceballos et al., 2018).

Em área cultivada com hortaliças, Mazetto Junior et al. (2019) analisaram a taxa de decomposição dos resíduos vegetais e observaram que ao final de 120 dias foi de 49,1%, 53,5% e 58,1% para milheto (M), crotalária (C) e braquiária (B) em monocultivo, enquanto que para as misturas foi de 41,4%, 54,8% e 56,5% para B + M, M + C e B + C, respectivamente, comprovando que essas taxas são alteradas no momento que as plantas são misturadas e, provavelmente, também poderão alterar o processo de ciclagem e liberação de nutrientes para as culturas subsequentes. Os autores observaram que o tempo de meia vida ($T^{½}$ vida) dos resíduos destas plantas foi acelerado, haja vista que metade dos resíduos de braquiária, milheto e crotalária se decompuseram aos 25,5, 28,3 e 23,3 dias, respectivamente. Quando misturadas entre si, os valores variaram entre 28,6 e 38,9 dias.

Decomposição dos resíduos e ciclagem de nutrientes

Em condições irrigadas, o acúmulo de macronutrientes nos resíduos das coberturas são semelhantes àquelas obtidas em condições naturais no Cerrado, porém a decomposição dos resíduos e a ciclagem de nutrientes ocorrem de forma mais acelerada. Avaliando a taxa de decomposição de resíduos de diferentes coberturas em áreas irrigadas, Torres et al. (2021) observaram que, em áreas irrigadas, a decomposição inicial dos resíduos de Fabaceas ou Poaceas é ainda mais acelerada. O fato pode ser constatado através da estimativa do $T^{½}$ vida destes resíduos depositados sobre a superfície do solo, pois a metade dos resíduos de braquiária (B), milheto (M), crotalária (C) e mistura M + C se decompuseram aos 25,5, 28,3, 23,3 e 28,6 dias, respectivamente (Tabela 3), comprovando que este processo ocorre no mínimo três vezes mais rápido que os estudos conduzidos sob condições naturais com estas mesmas plantas por Carvalho et al. (2011), Pacheco et al. (2017a), Torres et al. (2015a, b), Assis et al. (2016 e 2017) em áreas sob condições naturais. Esta observação também sugere que a umidade do solo associada à temperatura ambiente acelera o processo de decomposição dos resíduos, conforme também comprovado por Carvalho et al. (2011), Pacheco et al. (2017b), Collier et al. (2018).

Com relação ao acúmulo de macronutrientes nos resíduos vegetais, observou-se que N e K foram aqueles que se acumularam em maior quantidade e o S, em menor quantidade. Os valores acumulados foram semelhantes em todas as coberturas utilizadas, com exceção do K na braquiária, que foi de 2 a 3 vezes maior quando comparado às outras coberturas. Para a crotalária, mesmo sendo a cultura que apresentou a menor produção de MS (5,0 Mg ha^{-1}), foi a que acumulou mais N, quantidade esta semelhante às observadas nas outras coberturas, devido a eficiente FBN pela planta (Tabela 4).

Coberturas	Massa seca remanescente			
	Total	**k**	**T½**	**R²**
	Mg ha^{-1}	g g^{-1}	dias	--
Braquiaria (B)	11,9 a	0,0272	25,50 b	0,99*
Milheto (M)	8,3 b	0,0245	28,30 a	0,99
Crotalária (C)	5,0 c	0,0297	23,30 c	0,99
M + C	6,9 b	0,0242	28,60 a	0,99
F	30,41*	--	12,75*	--
CV (%)	9,43	--	4,21	--

Tabela 3. Constante de decomposição (k) e tempo de meia-vida (T½ vida) da massa remanescente de diferentes coberturas do solo em área sob cultivo direto de hortaliças irrigadas, em Uberaba-MG

*= Significativo (p<0,05); R2 = Coeficiente de determinação. CV=coeficiente de variação. Fonte: Torres et al. (2021).

Tratamento	**MS**	**Nutriente**		**k**	**T½**	**R²**
	total	**Mineral**	**Acumulado**		**vida**	
	Mg ha^{-1}	**--**	**kg ha^{-1}**	**g g^{-1}**	**dias**	---
Braquiária (B)	11,9	N	105,19	0,0273	25,4	0,98
		P	18,51	0,0308	22,5	0,99
		K	189,73	0,0454	15,3	0,99
		Ca	61,79	0,0164	42,3	0,98
		Mg	31,18	0,0267	25,9	0,99
		S	10,45	0,0297	23,3	0,87
Milheto (M)	8,3	N	113,60	0,0228	30,4	0,99
		P	13,90	0,0401	17,3	0,99
		K	93,56	0,0441	15,7	0,99
		Ca	32,68	0,0185	37,5	0,96
		Mg	16,63	0,0349	19,9	0,99
		S	9,61	0,0477	14,5	0,79
Crotalária (C)	5,0	N	103,35	0,0366	18,9	0,97
		P	16,82	0,0272	25,5	0,97
		K	57,30	0,0411	16,9	0,99
		Ca	40,42	0,0195	35,5	0,97
		Mg	16,29	0,0316	21,9	0,98
		S	5,84	0,0383	18,1	0,99

M + C	6,9	N	105,57	0,0554	12,5	0,99
		P	10,61	0,0304	22,8	0,91
		K	94,25	0,0215	32,2	0,99
		Ca	33,94	0,0135	51,3	0,99
		Mg	16,70	0,0263	26,3	0,99
		S	6,95	0,0305	22,7	0,90

Tabela 4. Massa seca (MS), nutriente acumulado (kg ha^{-1}), constante de decomposição (k) e tempo de meia-vida ($T^{½}$ vida) do macronutriente no resíduo vegetal das diferentes coberturas

* = significativos (p<0,01); R^2 = coeficiente de determinação. Fonte: Torres et al. (2021).

3 . BENEFÍCIOS E IMPACTOS DO SISTEMA PLANTIO DIRETO AO AMBIENTE EDÁFICO

3.1 Melhorias nos atributos físicos

De forma geral, os sistemas convencionais de manejo do solo promovem a diminuição dos teores de matéria orgânica e da atividade biológica, deteriorando a estrutura dos solos, pois causam a pulverização excessiva da camada arável, com posterior encrostamento superficial e formação de camadas coesas ou compactadas, facilitando a ocorrência de processos erosivos (Ceretta et al., 2007).

Para amenizar estes problemas no estado do Paraná, o PD, na palha, foi introduzido naquele estado na década de 1960, como uma prática conservacionista, visando amenizar os processos erosivos que ocorriam naquela região e propiciar sustentabilidade à exploração agrícola (Casão Junior et al., 2012). Esta proteção era proporcionada pela mobilização do solo somente na linha de plantio e manutenção de resíduos na superfície do solo, que associados à rotação das culturas com plantas de sistemas radiculares diversificados, promoviam a reestruturação do solo e proporcionavam alterações significativas na dinâmica da matéria orgânica e atividade biológica (Rilling e Mummey, 2006; Pereira et al., 2010; Coelho et al., 2021), causando alterações positivas na estrutura e na dinâmica físico-hídrica do solo (Stone et al., 2006).

O material orgânico aportado, via resíduos vegetais, na superfície e remanescentes de sistema radicular na subsuperfície, têm grande influência sobre o comportamento físico do solo, pois, promove a reestruturação do solo, diminui a densidade e o grau de compactação, e por outro lado, aumenta a porosidade, como consequência, a produtividade tende aumentar nos solos com maiores teores de matéria orgânica (Bayer et al., 2008). Nas áreas sob PD, após alguns anos de estabelecimento, o solo adquire uma estrutura com resistência suficiente para suportar o tráfego sem apresentar compressibilidade significativa (Souza et al., 2017).

Esta reestruturação pode ser quantificada através de alguns indicadores de mudanças na qualidade do solo, principalmente, aqueles que são sensíveis para refletir a

influência dos sistemas de manejo e clima numa escala de tempo que permita a verificação de suas alterações (Islam e Weil, 2000; Torres et al., 2015c). Os indicadores físicos que têm sido usados com mais frequência para aferir os impactos causados pelos sistemas de manejo são a densidade do solo (DS), macroagregação, compactação, macroporosidade, microporosidade, porosidade total (PT), capacidade de retenção de água e estabilidade de agregados (Ramos et al., 2010). Guareschi et al. (2013) e Silva et al. (2020) destacam que nos primeiros anos nas áreas sob PD aumentam a DS devido à reorganização das partículas que, após a consolidação do sistema, ocorre aumento nos teores de carbono orgânico, o que leva à redução da DS, aumento da PT e dos macroagregados do solo.

A qualidade da estrutura do solo é um indicador de sustentabilidade dos sistemas agrícolas, pois, é um atributo sensível ao manejo e pode ser analisado de acordo com as variáveis relacionadas à sua forma, dentre estas, estão o tamanho, a forma e ao arranjo dos sólidos, a continuidade dos poros, a sua capacidade de reter, transmitir fluidos, substâncias orgânicas e inorgânicas, além da habilidade de suportar crescimento e desenvolvimento vigoroso de raízes (Bronick e Lal, 2005). Esta estrutura tem os agregados como unidades básicas da sua construção, que tem influência direta sobre outros atributos físicos, dentre eles a porosidade, infiltração e retenção de água, resistência à compactação e aeração do solo, sendo que todos de alguma forma interferem no desenvolvimento radicular e no crescimento das plantas (Torres et al., 2015d; 2016b; 2020). Para formação destes agregados, é necessário que ocorra a interação entre minerais, cátions polivalentes, matéria orgânica, microrganismos, raízes das plantas vivas e fragmentos de plantas e de microrganismos, sendo também essencial que os coloides do solo estejam floculados e que todos os componentes do agregado sejam posteriormente estabilizados pelo agente cimentante, que pode ser a matéria orgânica, os óxidos e os hidróxidos presentes no solo (Salton et al., 2008).

A matéria orgânica é um agente aglutinador, sendo mais eficaz em solos que contém pequenas quantidades de argila, pois esta e os coloides orgânicos causam a maior parte da agregação do solo, resultando em complexos organominerais quando interagem (Brady e Weil, 2013). Bertoni e Lombardi Neto (2005) sugerem ainda que, nos solos arenosos, a matéria orgânica promove a aglutinação das partículas, promovendo melhoria na estrutura e diminuindo o tamanho dos poros e, consequentemente, aumentando a capacidade de retenção de água.

3.2 Melhorias nos atributos químicos

A maior parte dos nutrientes das plantas se encontra nos seus tecidos vegetais, exercendo função estrutural ou como substância de reserva. Contudo, após estas plantas serem colhidas ou manejadas, os nutrientes contidos nos resíduos são liberados para a solução do solo, tornando-se disponíveis para culturas sucessoras (Torres e Pereira, 2008).

Estes resíduos vegetais são aportados continuamente na superfície nas áreas em PD e têm proporcionado aumentos nos teores da Matéria Orgânica do Solo (MOS), no estoque de Carbono Orgânico Total (COT) e nos nutrientes, principalmente quando estão associados a um eficiente sistema de rotação de culturas (Pereira et al., 2010; Loss et al., 2013).

O tempo de mineralização da maioria dos nutrientes é determinado pela taxa de decomposição dos resíduos (Torres et al., 2008; Teixeira et al., 2012), sendo que esta decomposição é regulada pela interação de três grupos de variáveis: as condições físicas e químicas do ambiente, que são controladas pelo clima; a qualidade do substrato, que determina sua degradabilidade; a natureza da comunidade decompositora, os macros e microrganismos (Torres et al., 2016a; Coelho et al., 2021). De modo geral, o clima controla o processo de decomposição em escala regional, enquanto a composição química domina o processo em escala local.

No Cerrado, o estoque de MOS apresenta rápida queda quando esses solos são submetidos a sistemas de manejo com intenso revolvimento, que pode se manter estável ou até aumentar quando não ocorre o revolvimento, como ocorre no SPD (Loss et al., 2016; 2019). Esta perda, manutenção ou ganho de matéria orgânica reflete diretamente sobre os atributos físicos e químicos do solo (Bayer et al., 2004). Lal (2004) destaca que o menor revolvimento do solo, a rotação de culturas, intercalando Poaceas e Fabaceas, aumenta a biodiversidade do solo, devido à adição de diversos materiais orgânicos, via rizodeposição, tornando o ambiente capaz de absorver e acumular mais C e nutrientes em relação aos ambientes de menor biodiversidade.

Além do cultivo isolado, o consórcio de Fabaceas e Poaceas é feito em uma mesma área com o objetivo de proporcionar uma cobertura que permaneça mais tempo sobre a superfície do solo, com uma relação C:N mais equilibrada, causando uma liberação mais gradativa dos nutrientes, para depois disponibilizá-los às culturas sucessoras (Giacomini et al., 2003).

Com relação à produção de massa e acúmulo de nutrientes nos resíduos culturais, vários estudos comprovaram que as plantas que estão mais bem adaptadas às condições edafoclimaticas do Cerrado são as braquiárias, o milheto (Poaceas) e a crotalária (Fabaceas) (Assis et al., 2016; Pacheco et al., 2017a, b; Ceballos et al., 2018; Collier et al., 2018; Torres et al., 2019, 2020, 2021).

Em Goiás, no ano de 2008/09, Pacheco et al. (2013) determinaram a produção de MS de braquiária e milheto em 10 e 3 Mg ha^{-1}, respectivamente, e observaram que nos resíduos ocorreu acúmulo elevado de N (135 e 413 kg ha^{-1}), P (13 e 7 kg ha^{-1}), K (118 e 32 kg ha^{-1}), Ca (87 e 27 kg ha^{-1}) e Mg (45 e 15 kg ha^{-1}). No ano seguinte (2009/10), na mesma área, os valores de produção de MS foram de 15 e 3 Mg ha^{-1}, com acúmulo significativamente superior de N (165 e 87 kg ha^{-1}), P (45 e 22 kg ha^{-1}), K (246 e 115 kg ha^{-1}), Ca (77 e 49 kg ha^{-1}) e Mg (31 e 17 kg ha^{-1}), quando comparado ao ano anterior,

respectivamente. Em Lavras-MG, Teixeira et al. (2012) quantificaram a MS de milheto e do consórcio de milheto + crotalária em 7 e 12 Mg ha^{-1}, que acumularam N (131 e 252 kg ha^{-1}), P (18 e 31 kg ha^{-1}), K (161 e 210 kg ha^{-1}), Ca (36 e 128 kg ha^{-1}), Mg (10 e 31 kg ha^{-1}) e S (19 e 22 kg ha^{-1}), respectivamente.

Em Selvíria-MS, Leal et al. (2013), avaliando a produção e acúmulo de nutrientes em milheto e crotalária, observaram valores de 4 e 4 Mg ha^{-1} de MS, com acúmulo de N (50 e 107 kg ha^{-1}), P (9 e 12 kg ha^{-1}), K (49 e 72 kg ha^{-1}), Ca (22 e 45 kg ha^{-1}) e Mg (15 e 17 kg ha^{-1}) em seus resíduos, enquanto que Silva et al. (2017), na mesma região, observaram produção de MS de crotalária de 20 e 11 Mg ha^{-1} nos anos de 2015 e 2016, que acumularam N (387 e 394 kg ha^{-1}), P (66 e 46 kg ha^{-1}), K (396 e 193 kg ha^{-1}), Ca (135 e 69 kg ha^{-1}), Mg (69 e 51 kg ha^{-1}) e S (56 e 78 kg ha^{-1}), respectivamente.

Algumas frações da MOS também podem expressar as alterações ocorridas na qualidade do solo em áreas com histórico de uso em SPD, dentre estas, o C das frações húmicas (Pereira et al., 2012), o carbono oxidável (Loss et al., 2013), o carbono das frações granulométricas (Rossi et al., 2012; Loss et al., 2012a) e o C da matéria orgânica leve em água e da fração leve livre (Guareshi et al., 2012; Loss et al., 2012b) são considerados bons indicadores para avaliar as mudanças no uso da terra. Segundo esses autores, o acúmulo de resíduos vegetais no SPD favorece o aumento das frações mais lábeis da MOS, com consequente melhorias na fertilidade e na agregação do solo, com destaque para macroagregados estáveis em água.

3.3 Aumento da biodiversidade do solo

A ligação entre a atividade biológica, decomposição e estabilização da matéria orgânica e a dinâmica da agregação do solo vem sendo intensamente estudada desde o ano de 1900 (Rilling e Mummey, 2006). Esta agregação se dá pela união das partículas unitárias de diferentes tamanhos, que se agrupam e permanecem coesas, devido à ação de diferentes agentes orgânicos e inorgânicos (Amezketa, 1999). Dentre estes agentes, pode-se destacar a fauna do solo, os micro-organismos, raízes, agentes inorgânicos e variáveis ambientais, que interagem entre si para formar e estabilizar os agregados (Six et al., 2004) (Figura 3).

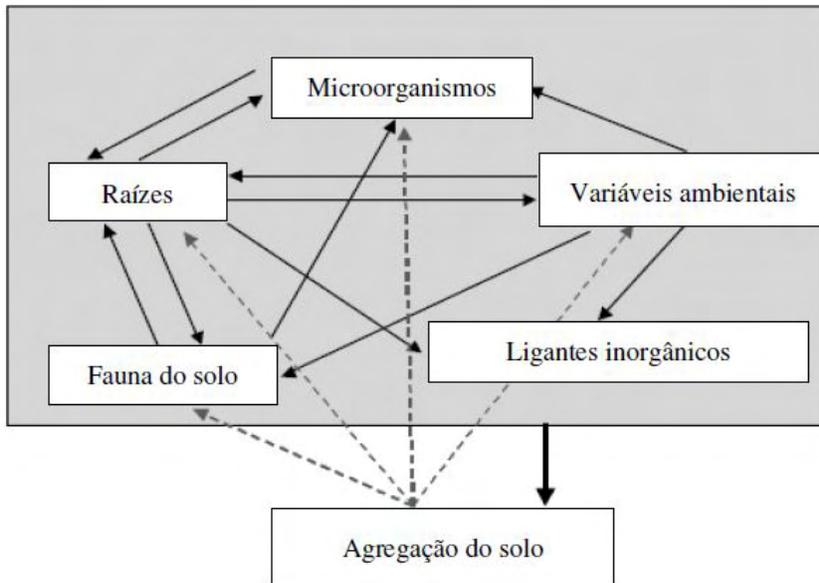



Figura 3. Esquema demonstrando a multiplicidade de interações entre os cinco principais fatores que influenciam a formação e estabilização dos agregados do solo.

Fonte: Six et al. (2004).

A fauna edáfica atua na fragmentação dos resíduos vegetais e provoca alterações na estrutura do solo, levando a formação de coprólitos, constroem galerias, túneis e ninhos, que contribuem para a proteção física e estabilização da MOS, além disso, favorecem a formação de agregados estáveis, que podem proteger parte da matéria orgânica da mineralização rápida, constituindo-se em uma reserva de nutrientes potencialmente disponível para as plantas (Spiller et al., 2018, Ferreira et al., 2019a).

Algumas mudanças que ocorrem no ambiente edáfico e causam alterações neste fator biológico estão diretamente relacionados ao sistema de manejo, dentre aqueles que causam maiores alterações positivas no solo está o SPD, pois afeta positivamente as condições de temperatura, umidade e os teores de MOS (Araújo e Monteiro, 2007; Ferreira et al., 2020; Coelho et al ., 2021).

A dinâmica dos ecossistemas agrícolas varia conforme os fatores abióticos, mas também devido ao sistema de manejo adotado, pois, o impacto das atividades antrópicas, nos ambientes, causa alterações positivas ou negativas sobre as populações ali existentes. Os estudos sobre a função dos invertebrados, nesta dinâmica do solo, têm contribuído para entendermos que a sua biodiversidade e a sua atividade biológica são importantes para a manutenção da capacidade produtiva das terras, por isso, é um atributo a ser manejado através da identificação da melhor forma de otimizar as atividades desta fauna edáfica (Lavelle et al., 1997; Brown et al., 2001; Aquino, 2008).

A atividade da fauna edáfica, bem como suas especificidades, é fundamental para a sustentabilidade dos ecossistemas naturais ou manejados, entretanto, algumas práticas agronômicas têm modificado. consideravelmente, a abundância e a diversidade da comunidade edáfica, pois a abundância, riqueza e a diversidade dos organismos do solo são dependentes das práticas de manejo, intensidade de uso, modificações no microclima e no tipo de cobertura vegetal (Siqueira et al., 2016). Algumas famílias de insetos atacam várias partes das plantas, fragmentando o material maior em partículas menores, e isso terá implicações positivas no ecossistema, pois influencia na dispersão secundária de sementes, na decomposição da matéria orgânica, na ciclagem de nutrientes e na formação dos solos (Amézquita e Favila, 2010). Segundo Melo et al. (2009), as formigas e os cupins constroem ninhos no solo, transportando grande quantidade de subsolo para a superfície, fragmentam e misturam material orgânico com o solo, contribuindo com a ciclagem de nutrientes e com a aeração e a drenagem.

Analisando o efeito do plantio direto e convencional na estrutura e na função da cadeia alimentar dos organismos decompositores, Aquino (2006) observou que o funcionamento da cadeia é governado por meio do recurso-base que seria a matéria orgânica. Lavelle et al. (1997; 2016) destacam que a temperatura ativa a regulação metabólica nos indivíduos da fauna do solo e, juntamente com a umidade, determina a distribuição espacial destes e os períodos de maior atividade. Em condições naturais, Lima et al. (2010) observaram que a maior densidade de indivíduos da fauna edáfica foi amostrada no período chuvoso, corroborando à sensibilidade deste grupo de organismos às condições climáticas, com isso pode-se inferir que deve ocorrer uma alteração significativa em locais que são irrigados diariamente (Coelho et al., 2021).

3.4 Melhoria na qualidade nutricional das plantas

O aporte contínuo de material orgânico nas áreas sob SPD, ou com algum tipo de adubação verde (orgânica), pode reduzir o uso de fertilizantes minerais e amenizar a necessidade de agroquímicos que consequentemente diminuirá os custos de produção, além de melhorar a qualidade do produto produzido (Torres et al., 2017). Segundo Altieri e Nicholls (2003), as práticas agrícolas, somadas ao uso intensivo de fertilizantes minerais, podem causar o desequilíbrio nutricional das plantas e influenciar a qualidade do produto final.

A adubação orgânica não só incrementa a produtividade, mas também favorece a produção de plantas, com características qualitativas melhores que as cultivadas exclusivamente com fertilizantes minerais, podendo, portanto, exercer influência sobre a qualidade nutricional da cultura cultivada (Luz et al., 2010; Silva et al., 2011).

Alguns estudos comprovam que esse aporte de matéria orgânica tem melhorado alguns atributos agronômicos e/ou a qualidade físico-química dos produtos produzidos. Cultivando brócolis (Neves et al., 2014), repolho (Perin et al., 2015; Torres et al., 2015c),

couve-flor e repolho (Torres et al., 2017) sobre resíduos culturais de braquiária e milheto em SPD, esses autores observaram que houve aumento do diâmetro da cabeça e produtividade da cultura, quando comparados ao sistema convencional de cultivo, com aração, gradagem e fragmentação dos resíduos vegetais. Entretanto, estas melhorias são mais facilmente detectadas em hortaliças de ciclo mais longo, pois os nutrientes disponibilizados pela matéria orgânica ocorrem de forma lenta e gradual, variando de acordo com a planta cultivada ou fonte de adubação orgânica utilizada (Silva et al., 2021).

Também com cultivo de repolho, Fontanétti et al. (2006) utilizaram 12,7 Mg ha^{-1} MS de crotalária juncea, 8,50 Mg ha^{-1} de mucuna preta, 7,51 Mg ha^{-1} de feijão de porco e 5,2 Mg ha^{-1} de vegetação espontânea (pousio), que resultaram na produção de cabeças de brócolis com 1,4, 1,2, 1,2 e 2,0 kg, respectivamente. Vargas et al. (2011) utilizando 50% da dose recomendada de adubação mineral somados a MS de crotalária e feijão de porco resultaram em produção de cabeça de repolho, similar a obtida com 100% adubação mineral, com rendimento variando entre 1,9 a 2,3 kg $planta^{-1}$, que corresponde à produtividade de 47,0 a 58,0 Mg ha^{-1}.

Avaliando a qualidade físico-química de brássicas cultivadas sobre resíduos de diferentes coberturas em SPD, Torres et al. (2017) observaram que esta qualidade foi alterada positivamente para a maioria dos atributos químicos das culturas, quando comparados à área deixada em pousio, sendo que os melhores resultados de produtividade e concentração de aminoácidos (AA) ocorreram quando as culturas foram cultivadas sobre resíduos de braquiária. Quando cultivada sobre os resíduos de crotalária juncea, a couve-flor apresentou teores significativamente maiores para lipídeos (LIP), proteínas (PTN), carboidratos (CHO), sólidos solúveis totais (SST) e acidez, enquanto que sobre os resíduos de braquiária e milheto, os teores de AA, foram maiores que nos demais tratamentos. No repolho, observou-se que o cultivo sobre os resíduos de braquiária resultou em valores significativamente maiores para acidez e AA, enquanto para PTN, a melhor cobertura foi a de crotalária juncea (Tabela 5).

Cobertura	Parâmetros avaliados									
	UM	CZ	FB	LIP	PTN	CHO	ATT	SST	pH	AA
	................................%................................							ºBrix	--	mg/100g
	Couve-flor									
Braquiária	92,3a	0,92a	1,95a	0,12b	1,30a	3,45c	2,43b	3,66b	5,81b	5,26a
Crotalária	90,2a	1,31a	1,28b	0,16a	1,36a	5,66a	2,98a	4,99a	5,76b	2,62c
Milheto	92,3a	0,85a	1,49ab	0,15a	1,13c	4,11b	1,84c	3,83b	5,86b	5,26a
Pousio	91,7a	1,09a	1,80ab	0,12b	1,25b	4,05b	1,88c	3,25b	6,00a	3,95b
DMS	1,82	0,48	0,61	0,05	0,11	1,87	1,12	0,68	0,23	2,42
CV (%)	0,83	25,6	20,7	19,9	3,6	17,2	13,2	6,16	1,61	13,5
	Repolho									
Braquiária	92,6a	0,06a	0,92a	0,04a	1,15b	5,21a	5,59a	5,65a	6,37a	21,0a
Crotalária	92,8a	0,06a	0,84a	0,05a	1,33a	4,86a	4,76b	5,62a	6,34a	8,93b
Milheto	93,4a	0,05a	0,82a	0,05a	1,15b	4,48a	4,93b	5,41a	6,38a	8,87b
Pousio	93,1a	0,06a	0,80a	0,06a	1,16b	4,48a	4,19c	5,31a	6,43a	4,48c
DMS	1,82	0,48	0,61	0,05	0,11	1,87	1,12	0,68	0,23	2,42
CV (%)	0,83	25,6	20,7	19,9	3,6	17,2	13,2	6,16	1,61	13,5

Tabela 5. Características físico-químicas (umidade, cinzas, fibra bruta, lipídios, proteínas, carboidratos, acidez total titulável, sólidos solúveis totais, pH e ácido ascórbico) da couve-flor e repolho cultivados sobre diferentes coberturas do solo, em Uberaba, Minas Gerais, Brasil

* = Significativo ($p<0,05$). Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p<0,05$). Umidade (UM), Cinzas (CZ), lipídeos (LIP), fibra bruta (FB), proteínas (PTN), carboidratos (CHO), sólidos solúveis totais (SST), acidez total titulável (ATT), pH e ácido ascórbico (AA). CV=coeficiente de variação. Fonte: Torres et al. (2017).

Analisando as características bromatológicas do milho verde e do milho doce, Silveira et al. (2021) observaram que umidade (UM), acidez total titulável (ATT) e sólidos solúveis totais (SST) apresentaram valores significativamente superiores quando cultivados sobre os resíduos de braquiária (B) em monocultivo ou onde estava presente (braquiária + crotalária (B + C), braquiária + milheto (B + M) e braquiária + crotalária + milheto (B + C + M)), entretanto, no milho doce as mesmas características bromatológicas não foram afetadas, pois ocorreram alterações significativas em outros parâmetros avaliados, para o LIP quando cultivados sobre os resíduos de milheto (M) isolado ou em misturas, para PTN sobre os resíduos de B + M e B + C + M, para o pH sobre crotalária (C), M e misturas B + M, M + C e B + C + M, para o ácido ascórbico (AA) sobre braquiária (B) em monocultivo e misturas B + C e B + C + M, com exceção dos SST, que apresentaram maiores valores sobre os resíduos de M isolado ou nas misturas B + M, M + C e B + C + M (Tabela 6).

Cobertura	Parâmetros avaliados								
	UM	CZ	LIP	PTN	CHO	ATT	SST	pH	AA
	........................%					meq L^{-1}	°brix	--	mg $100g^{-1}$
	Milho verde								
Braquiária (B)	67,8a	2,5	2,7	12,6	76,8	1,9c	12,4a	6,9	11,2
Milheto (M)	60,9b	2,3	3,4	11,6	75,8	1,8c	9,9b	7,1	10,0
Crotalária (C)	56,2b	2,3	2,7	10,8	77,9	2,8b	9,9b	7,0	10,2
B + M	75,4a	2,4	2,9	12,4	77,8	3,5a	12,2a	6,6	11,7
B + C	59,8b	2,3	2,8	13,3	75,4	2,7b	13,2a	7,1	10,3
M + C	57,1b	2,5	3,0	12,3	76,7	2,5b	9,3b	6,8	10,7
B + C + M	77,7a	2,6	2,5	12,4	74,8	2,0c	10,6b	6,9	11,0
F	3,34*	$0,59^{ns}$	$1,12^{ns}$	$1,74^{ns}$	$0,86^{ns}$	6,06**	14,49**	$0,64^{ns}$	$1,57^{ns}$
CV (%)	12,58	13,68	14,37	7,50	3,25	19,71	6,73	7,34	7,95
	Milho doce								
Braquiária (B)	78,5	2,3	3,9b	12,7b	71,1	2,9	11,8b	5,6b	14,0a
Milheto (M)	77,9	2,3	4,8a	13,8b	69,6	2,8	14,4a	6,5a	12,1b
Crotalária (C)	79,6	2,3	3,9b	13,0b	72,4	2,5	11,2b	6,5a	10,6b
B + M	77,8	2,3	4,9a	14,9a	68,3	2,7	13,4a	6,9a	12,0b
B + C	81,1	2,6	3,9b	12,9b	70,8	3,4	12,2b	6,1b	12,8a
M + C	68,6	2,3	3,2b	13,2b	72,4	2,4	13,7a	6,6a	11,9b
B + C + M	68,4	2,4	4,7a	15,5a	71,1	2,4	12,9a	6,5a	12,5a
F	$1,58^{ns}$	$0,44^{ns}$	4,92**	3,17**	$1,27^{ns}$	$2,22^{ns}$	8,15**	3,13*	4,80**
CV (%)	12,58	11,01	17,46	10,75	3,73	19,18	6,58	6,75	8,73

Tabela 6. Características bromatológicas do milho verde e milho doce cultivados sobre diferentes coberturas do solo, em Uberaba-MG, Brasil

** = Significativo ($p<0,05$). Médias seguidas de mesma letra na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey. Umidade (UM), cinzas (CZ), lipídeos (LIP), proteínas (PTN), carboidratos (CHO), sólidos solúveis totais (SST), acidez total titulável (ATT), potencial hidrogeniônico (pH) e ácido ascórbico (AA). CV=coeficiente de variação. Fonte: Silveira et al. (2021).

No cultivo de berinjela sobre a palhada de aveia preta, Castro et al. (2004) observaram que a produtividade foi elevada para essa hortaliça, que mesmo não tendo diferenças significativas em relação ao sistema convencional, o PD, sobre a palhada da aveia, possibilitou controle mais eficiente da vegetação espontânea e proporcionou maiores incrementos de MOS.

Dentre os benefícios proporcionados pelas plantas de cobertura e seus resíduos nas áreas cultivadas com hortaliças, o controle das plantas invasoras tem se destacado, pois tem amenizado a competição entre as plantas por água luz e nutrientes, melhorando a produtividade das culturas. Avaliando a presença de plantas invasoras em área cultivada com beterraba, durante todo o seu ciclo de desenvolvimento, Carvalho e Guzzo (2008)

verificaram que houve redução da produtividade em mais de 70% em relação à área mantida sem a presença destas invasoras, cuja produtividade foi de 45 Mg ha^{-1}. A redução na produtividade pode chegar a 100%, dependendo das condições ambientais e do manejo da cultura (Horta et al., 2004). Diniz et al. (2017) constataram que a aplicação de 8,6 Mg ha^{-1} de MS de mucuna cinza, somados a 12,0 Mg ha^{-1} de composto orgânico causou o aumento do teor de N mineral no solo, que refletiu na maior produção de brócolis.

3.5 Controle populacional de fitonematoides

Durante muito tempo acreditou-se que um dos benefícios do SPD nas áreas agrícolas seria a diminuição da incidência de fitonematoides, devido a menor entrada de máquinas na área, pois, esta é a sua principal forma de disseminação (Inomoto e Asmus, 2009). Por outro lado, isto pode acontecer ou não, pois, o não revolvimento do solo favorece a sobrevivência do fitonematoide, uma vez que diminuem os danos mecânicos, a exposição do organismo ao sol e as altas temperaturas (Inomoto e Asmus, 2010).

Quando a rotação de culturas no SPD é bem planejada, ela se torna uma das principais ferramentas utilizadas no manejo em áreas infestadas, para redução ou supressão da população dos fitonematoides no solo, podendo reduzir a infestação a valores próximos de zero (Favera, 2014). Porém, quando rotação escolhida não é adequada para o local ou o princípio básico de utilizar espécies diferentes não é respeitado, pode-se aumentar a densidade populacional dos fitonematoides (Inomoto e Asmus, 2010). Quando se utiliza plantas de cobertura em rotação com outras culturas, além de se ter uma melhoria nas características físico-químicas do solo, pode-se reduzir a população de nematoides parasitas de plantas (Gallagher et al., 1988).

Algumas plantas utilizadas na rotação de culturas apresentam eficiência no controle populacional de fitonematoides. Segundo Inomoto (2008), as crotalárias sp. apresentam potencial de reduzir a população de *Meloidogyne javanica* e *Pratylenchus* sp. Favera (2014) destaca que aveia preta, aveia branca, trigo, azevém e *Crotalaria spectabilis* apresentam fator de redução da população do nematoide *M. javanica* próximo de zero, em áreas cultivadas com soja no sul do país.

Avaliando o controle de *Meloidogyne incógnita* por meio de sete coberturas do solo (crotalária juncea, estilosante, milheto, trigo, mucuna preta, soja tratada com nematicida (Fluensulfona) e soja sem nematicida (controle) e em *M. javanica* com outras nove coberturas (Canola, *Crotalária juncea*, guandú, milheto, trigo, mostarda, mucuna preta, soja tratada com nematicida (Fluensulfona) e sem nematicida (controle), simultaneamente em vasos, Ferreira et al. (2019b) verificaram 60 dias após a inoculação, quando ovos e juvenis estavam presentes nas raízes das plantas e solo, que *Crotalária juncea*, milheto e mucuna preta foram eficazes no controle de *M. javanica* e *M. incognita*, enquanto a soja com ou sem tratamento químico, resultou em fator de reprodução alto, não sendo eficaz neste controle.

Leandro e Asmus (2015) utilizaram *Crotalaria ochroleuca* como cobertura em área infestada com nematoide reniforme (*Rotylenchulus reniformis*), verificaram redução de 86% na densidade populacional dos nematoides, diferindo ($p<0,05$) das parcelas com soja e milho.

Em condições de campo, Ferreira et al. (2021) avaliaram o controle populacional de *Meloidogyne* sp. em áreas cultivadas com hortaliças utilizando três tipos de cobertura, mais um controle químico (controle), com amostragens realizadas antes do plantio, aos 45 e 90 dias após o plantio (DAP), observaram que as áreas de soja tratada (tratamento químico), 90 DAP foi encontrada a maior população de fitonematoides, seguido pelo pousio, milheto e crotalária. Comprovou-se que crotalária e o milheto no SPD proporcionam um controle populacional de *Meloidogyne incognita*, equivalente a 95% e 93%, respectivamente, enquanto que o tratamento químico e o tratamento controle reduziram a infestação populacional em 8% (Figura 4).

Avaliando o comportamento de 22 espécies de plantas invasoras a *M. incognita* e *M. javanica*, Silva et al. (2013) observaram que amendoim-bravo, apaga-fogo, angiquinho, caruru-roxo, capim-arroz, erva-de-santa-maria, trapoeraba, hortelã, maria preta e erva-de-bicho foram caracterizados como suscetíveis a *M. incognita* (45,5% do total), que caruru-roxo, erva-de-santa-maria, capim-arroz, angiquinho, amendoim-bravo, maria preta, capim-colchão, hortelã, apaga-fogo, capim-custódio, erva-de-bicho, picão-preto e trapoeraba, foram suscetíveis a *M. javanica* (59,9% do total).

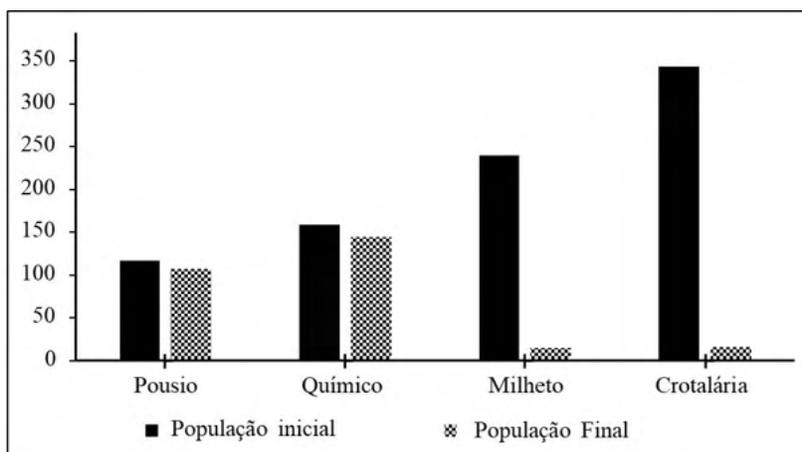



Figura 4. População inicial e final de *Meloidogyne incognita* em amostras de solo e raízes, em Uberaba-MG. Fonte: Ferreira et al. (2021).

4 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil está entre os países que detêm a maior concentração de conhecimento mundial para a agricultura sustentável em regiões tropicais. Isto ocorre devido aos diversos fatores, como o grande número de agricultores e de áreas plantadas, diversidade de rotações de culturas, variações de tecnologia, desenvolvimento de máquinas e implementos agrícolas e de pesquisas, fatores estes essenciais para evolução dos sistemas de produção. Mesmo com todos os desafios atuais, esta evolução é perceptível nas áreas cultivadas, no sistema de plantio direto, que ainda é o sistema de uso das terras que contribui para a maior parte da produção de grãos do país. Os estudos desenvolvidos, para esse sistema, indicam alterações positivas nos atributos químicos, físicos e biológicos do solo em todas as fases do sistema.

Áreas, nas quais foram adotados sistemas manejo que não favorecem a conservação do solo e consequentemente promovem a sua degradação, vêm sendo recuperadas com a introdução do sistema plantio direto, que quando segue os seus preceitos básicos, reduzem-se problemas com erosão, incluindo as perdas de solo, água e nutrientes. Adicionalmente, essa forma de manejo contribui para a manutenção ou aumento dos teores de matéria orgânica. Em função de ser um sistema mais equilibrado, a biodiversidade do solo é estimulada e a ciclagem de nutrientes é intensificada, contribuindo ainda mais para a manutenção da estabilidade do sistema.

A utilização do sistema plantio direto no Cerrado, com plantas de coberturas adaptadas para esse bioma, tais como milheto, braquiárias e crotalárias, principalmente quando consorciadas, favorecem a decomposição e liberação mais gradativamente de nutrientes ao solo, melhorando os atributos edáficos e a qualidade dos produtos das culturas de interesse econômico. Em síntese, as perspectivas futuras para a agricultura brasileira no sistema de plantio direto são promissoras e tendem a melhorar, à medida que este sistema vai sendo adaptado às condições edafoclimáticas regionais.

REFERÊNCIAS

Aita C, Giacomini SJ. Plantas de cobertura de solo em sistemas agrícolas. In: Alves BJR, Urquiaga S, Aita C, Boddey RM, Jantalia CP, Camargo FAO (Eds). Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Porto Alegre: Gênesis, 2006. 215p.

Altieri MA; Nicholls CI. Soil fertility management and insect pests: harmonizing soil and plant health in agroecosystems. Soil Tillage Res. 2003; 72: 203-211.

Altmann, N. Plantio direto no Cerrado: 25 anos acreditando no sistema. 1ª ed., Passo Fundo: Aldeia Norte Editora. 2010. 568p.

Amezketa E. Soil aggregate stability: a review. J Sustain Agr. 1999; 14: 83-151.

Amézquita S, Favila ME. Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. Environ Entomol. 2010; 39: 328-336.

Andrade AG, Freitas PL, Landers J. Aspectos gerais sobre o manejo e conservação do solo e da água e as mudanças ambientais. In: Prado RB, Turetta APD, Andrade AG. Manejo e conservação do solo e da água no contexto das mudanças ambientais. cap. I. 2010. p. 25-40.

Andrade AT, Torres JLR, Paes JMV, Teixeira CM, Conde ABT. Desafios do Sistema de plantio direto no Cerrado. Infor Agrop. 2018; 39: 19-26.

Aquino AM, Silva RF, Mercante FM, Correia MEF, Guimarães MF, Lavelle P. Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. Eur J Soil Biol. 2008; 44: 91-97.

Aquino AM, Aguiar-Menezes EL, Queiroz JM. Recomendações para Coleta de Artrópodes Terrestres por Armadilhas de Queda ("Pitfall-Traps"). Circular Técnica 18. Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ. 2006, 8p.

Araújo ASF, Monteiro RTR. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Biosc Jour. 2007;23: 66-75.

Assis RL, Boer CA, Pacheco LP, Braz AJBP, Costa KAP, Torres JLR. Produção e decomposição de biomassa de plantas de cobertura cultivadas na primavera. Eng Agrícola. 2016; 31: 328-333, 2016.

Assis RL, Freitas RS, Mason SC. Pearl millet production practices in Brazil: a review. Expon Agric. 2017; 53: 1-20.

Bayer C, Martin-Neto L, Mielniczuk J, Pavinato A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. Pesqui Agropec Bras. 2004; 39: 677-683.

Bayer C, Mielniczuk J. Dinâmica e Função da Matéria Orgânica. In: Santos GA, Silva LS, Canellas LP, Camargo FAO. (Eds.). Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18.

Benites VM, Madari B, Machado PLOA. Extração e fracionamento quantitativo de substâncias húmicas do solo: um procedimento simplificado de baixo custo. RJ: Embrapa Solos, 2003, 7p.

Bertoni J, Lombardi Neto F. Conservação do solo. 7.ed. São Paulo, Ícone, 2005. 355p.

Brady NC, Weil RR. Elementos da natureza e propriedades dos solos. 3. ed. Porto Alegre: Bookman, 2013. 704p.

Branco RBF, Blat SF, Gimenes TGS, Nowaki RHD, Araujo HS, Salles FA. Nitrogen fertilization of vegetables cultivated under no-tillage after cover crops. Hort Bras. 2017; 35: 103-110.

Briedis C, Baldock J, Moraes Sá JC, Santos JB, Mcgowan J, Milori DMBP. Organic carbon pools and organic matter chemical composition in response to different land uses in southern Brazil. Eur J Soil Sci. 2020; 72: 1083-1100.

Brown GG, Fragoso C, Barois I, Rojas P, Patrón JC, Bueno J, Moreno AG, Lavelle P, Ordaz V, Rodríguez C. Diversidad y rol funcional de la macrofauna edáfica en los ecosistemas tropicales mexicanos. Act Zool Mex. 2001; 1: 79-110.

Carvalho AM, Souza LLP, Guimarães Júnior R, Alves PCAC, Vivaldi LJ. Cover plants with potential use for crop-livestock integrated systems in the Cerrado region. Pesqui Agropecu Bras. 2011; 46: 1200-1205.

Carvalho LB, Guzzo CD. Adensamento da beterraba no manejo de plantas daninhas. Planta Daninha. 2008; 26: 73-82.

Casão Junior R, Araújo AG, Llanillo RF. Plantio direto no Sul do Brasil: Fatores que facilitaram a evolução do sistema e o desenvolvimento da mecanização conservacionista. Londrina: IAPAR, 2012. 77 p.

Cassol EA, Denardin JE, Kochhann RA. Sistema plantio direto: Evolução e implicações sobre a conservação do solo e da água. In: Ceretta CA, Silva LS, Reichert JM. (editores). Tópicos em ciência do solo. SBCS.2007; 5: 333-370.

Castro CM, Alves BJR, Almeida DL, Ribeiro RLD. Adubação verde como fonte de nitrogênio para a cultura da berinjela em sistema orgânico. Pesqui Agropecu Bras.2004; 39: 779-785.

Ceballos GA, Fabian, AJ, Silva JCO, Torino AB, Bernardes GF. Production and speed of decomposition of species of soil coverage in direct sowing system. Rev Bras Cienc Agrar. 2018; 61: 1-6.

Ceretta CA, Silva LS, Reichert JM. (Ed.) Tópicos em ciência do solo**.** Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa. 2007; 5: 333-370.

Christoffoleti PJ, López-Ovejero RF. Resistência das plantas daninhas a herbicidas: definições, bases e situação no Brasil e no mundo. In: Christoffoleti PJ. Aspectos de resistência de plantas daninhas a herbicidas. 3. ed. Piracicaba: HRAC-BR, 2008. p. 3-30.

Coelho VO, Ribeiro Neto A, Anhê ACBM, Lima SS, Vieira DMS, Loss A, Torres JLR. Soil macrofauna as bioindicator of soil quality in different management systems. Res Soc Develop. 2021;10: e54210616118.

Collier LS, Arruda EM, Campos LFC, Nunes, JNV. Soil chemical attributes and corn productivity grown on legume stubble in agroforestry systems. Rev Caatinga. 2018; 31: 279-289.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de grãos: safra 2011/12; 2019/20: Disponível em: http:// www.conab.gov.br/ Conabweb/download/pdf. Acessso em: 1 jun. 2021.

Debiasi H, Levien R, Trein CR, Conte O, Mazurana M. Capacidade de suporte e compressibilidade de um Argissolo, influenciadas pelo tráfego e por plantas de cobertura de inverno. Rev Bras Cienc Solo. 2008; 32: 2629- 2637.

Denardin JE, Faganello A, Lemainski J. Converter plantio direto em sistema plantio direto – um modelo à sustentabilidade agrícola. In: Reunião da Comissão Brasileira de Pesquisa de Trigo e Triticale, 12. 2018, Passo Fundo: Projeto Passo Fundo, 2019. Solos e Nutrição Vegetal, p. 568-572.

Denardin JE, Kochhann RA, Faganello A, Denardin ND, Wiethölter S. Diretrizes do sistema plantio direto no contexto da agricultura conservacionista. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2012. p. 39.

Derpsch R. Sistemas conservacionistas de produção: como assegurar a sua sustentabilidade? In: III Reunião Paranaense de Ciência do Solo, Londrina, 2013. Resumos... Londrina-PR: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Estadual do Paraná, 2013. p. 383-391.

Diniz ER, Vargas TO, Pereira WD, Santos RHS, Urquiaga S, Modolo AJ. Levels of Crotalaria juncea on growth production recovery and efficiency of the use of N in broccoli. Hort Bras. 2017; 35: 395-401.

Drescher MS, Eltz FLF, Denardin JE, Faganello A. Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. Rev Bras Cienc Solo. 2011; 35: 1713-1722.

EMBRAPA. Plataforma plantio direto. 2002. Disponível em: http://www.embrapa.br/plantio direto>. Acesso em: 30 jun. 2021.

Fancelli AL, Dourado Neto D. Plantio direto. In: Produção de Milho. Guaíba: Agropecuária. 2000; p.108-116.

Favera DD. Plantas de cobertura, cultivares e nematicidas no manejo de Meloidogyne javanica e Pratylenchus brachyurus em soja. 72f. Tese, Universidade Federal de Santa Maria: UFSM, 2014.

FEBRAPDP. Evolução do plantio direto no Brasil. 2012. Disponível em <http://www.febrapdp.org.br/port/plantiodireto.html>. Acesso em: 1 jun. 2021.

Feitosa JR, Fernandes HC, Teixeira MM, Cecon PR. Influência da pressão interna dos pneus e da velocidade de deslocamento nos parâmetros operacionais de um trator agrícola e nas propriedades físicas do solo. Eng Agrícola. 2015; 35: 117-127.

Ferreira EA, Concenço G, Vargas L, Silva AA. Manejo de plantas daninhas tolerantes ou resistentes ao glyphosate no Brasil. In: Velini ED, Meschede DK, Carbonari C.A., Trindade M.L.B. Glyphosate. Botucatu: FEPAF. 2009; 15: 357-400.

Ferreira CR, Silva Neto EC, Pereira MG, Guedes JN, Rosset JS, Anjos LHC. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. Soil Tillage Res. 2020; 198: 1- 9.

Ferreira CR, Guedes JN, Rosset JG, Anjos LHC, Pereira MG. Diversity of the edaphic macrofauna in areas managed under no-tillage for different periods. S Ci Agr. 2019 a;40: 599-610.

Ferreira PS, Santos MA, Lemes EM, Charlo HCO, Vieira DMS, Loss A, Coelho VO, Torres JLR Controle populacional de *Meloidogyne* sp. em áreas cultivadas com hortaliças utilizando plantas de cobertura. Res Soc Develop. 2021;10: e51010615981.

Ferreira PS, Torres JLR, Santos MA, Parolini RO, Lemes EM. Host suitability of cover crops for Meloidogyne javanica and M. incognita. Nematology. 2019b; 22: 659-666.

Fidalski J, Yagi R, Tormena CA. Revolvimento ocasional e calagem em latossolo muito argiloso em sistema plantio direto consolidado. Rev Bras Cienc Solo**.** 2015; 39: 1483-1489.

Fidelis RR, Rocha RN, Leite UT, Tancredi FD. Alguns aspectos do plantio direto para a cultura da soja. Biosc Jour., 2003; 19: 251-257.

Fontanétti A, Carvalho GJ, Gomes LAA, Almeida K, Moraes SRG, Teixeira CM. Adubação verde na produção orgânica de alface americana e repolho. Hort Bras. 2006; 24: 146-150.

Fuentes-Llanillo R, Telles TS, Junior DS, Melo TR, Friedrich T, Kassam A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. Soil Tillage Res. 2021; 208: 104877.

Gallaher RN, Dickson DW, Corella, J F, Hewlett RE. Tillage and multiple cropping system and population dynamics of phytoparasitic nematodes. J Nematol.1988; 2: 90-94.

Gamero AC. Desempenho operacional de um subsolador de hastes com curvatura lateral (“paraplow”), em função de diferentes velocidades de deslocamento e profundidades de trabalho. 87f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) – UNESP-Botucatu-SP, 2008.

Garcia CMP, Andreotti M, Teixeira Filho MCM, Lopes KSM, Buzetti S. Decomposição de palha de forrageiras em função da adubaçãonitrogenada após o consórcio com milho e produtividade da soja em sucessão. Bragantia. 2014; 73: 143-152.

Giacomini SJ, Aita C, Vendruscolo ERO, Cubilla M, Nicoloso RS, Fries MR. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura do solo. Rev Bras Cienc Solo. 2003; 27: 325-334.

Gonçalves WG, Jimenez RL, Araújo Filho JV, Assis, RL, Silva GP, Pires FR. Sistema radicular de plantas de cobertura sob compactação do solo. Eng Agrícola. 2006; 26: 67-75.

Guareschi RG, Pereira MG, Perin A. Frações da matéria orgânica em áreas de Latossolo sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado do estado de Goiás. Semin Cienc Agrar. 2013; 34: 2615-2628.

Guareschi RF, Pereira MG. Cerrado: O que vem sendo realmente praticado. Granja. 2015; 1: 71-73.

Guareschi RF, Pereira MG, Perin A. Deposição de resíduos vegetais, matéria orgânica leve, estoques de carbono e nitrogênio e fósforo remanescente sob diferentes sistemas de manejo no cerrado goiano. Rev Bras Cienc Solo. 2012; 36: 909-920.

Inomoto MM. Importância e manejo de Pratylenchus brachyurus. Rev Plant Dir. 2008; 18: 4-9.

Inomoto MM, Asmus GL. Host status of graminaceous cover crops for *Pratylenchus brachyurus*. Plant Dis. 2010; 94: 1022-1025.

Inomoto MM, Asmus GL. Culturas de cobertura e de rotação devem ser plantas não hospedeiras de nematoides. Vis Agr. 2009; 1: 112-116.

Islam KR, Weil RR. Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. Jour Soil Wat Conserv. 2000; 55: 69-79.

Kan ZR, Ma ST, Liu QY, Liu BY, Virk AL, Qi JY, Zhao X, Lal R, Zhang HL. Carbon sequestration and mineralization in soil aggregates under long-term conservation tillage in the North China Plain. Catena. 2020; 188: 104-428.

Kliemann HJ, Braz AJPB, Silveira PM. Taxas de decomposição de resíduos de espécies de cobertura em Latossolo Vermelho Distroférrico. Pesq Agropec Trop. 2006; 36: 21-28.

Koger CH, Reddy KN. Role of absorption and translocation in the mechanism of glyphosate resistance in horseweed (*Conyza canadensis*). We Sci. 2005; 53: 84-9.

Lacerda, ALS, Victoria Filho, R, Souza, ZM, Torres, JLR. Use of different doses of glyphosate to control invasive plants: *Bidens pilosa*, Commelina benghalensis, Digitaria insularis, *Ipomoea grandiofolia* and *Tridax procumbens*. Aust J Crop Sci. 2019; 13(04):529-535.

Lal R. Soil carbon sequestration to mitigate climate Changes. Geol. 2004; 123(2): 1-12.

Landers JN. Histórico, característica e benefícios do plantio direto. Brasília, DF: ABEAS; Brasília. DF: Universidade de Brasília /Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2005, 113p.

Lavelle P, Spain A, Blouin M, Brown G, Decaëns T, Grimaldi M, Jiménez JJ, Mckey D, Mathieu J, Velasquez E, Zangerlé A. Ecosystem Engineers in a Self-organized Soil: A Review of Concepts and Future Research Questions. Soil Sci Soc Am J. 2016; 181(3/4): 91-109.

Lavelle P, Bignell D, Lepage M, Wolters V, Roger P, Ineson P, Heal Ow, Dhillion S. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. Eur J Soil Biol. 1997; 33: 159-193.

Leal AJF, Lazarini E, Rodrigues LR, Marcandalli LH. Adubação nitrogenada para milho com o uso de plantas de cobertura e modos de aplicação de calcário. Rev Bras Cienc Solo. 2013; 37: 491-501.

Leandro HM, Asmus GL. Rotação e sucessão de culturas para o manejo do nematoide reniforme em área de produção de soja. Ci Rur. 2015; 45 (6): 1-6.

Lima SS, Aquino AM, Leite LFC, Velásquez E. Lavelle P. Relação entre macrofauna edáfica e atributos químicos do solo em diferentes agroecossistemas. Pesqui Agropecu Bras. 2010; 45(3): 322-331.

Loss A, Pereira MG, Beutler SJ, Perin A, Piccolo MC, Assunção AS, Zonta E. The impact of agricultural systems in the soil organic matter content in brazilian cerrado. Int J Res Gr. 2019; 7: 220-244.

Loss A, Pereira MG, Costa EM, Beutler SJ. Soil fertility, physical and chemical organic matter fractions, natural 13C and 15N abundance in biogenic and physicogenic aggregates in areas under different and use systems. Soil Tillage Res. 2012; 52: 685-697.

Loss A, Pereira MG, Perin A, Beutler SJ, Anjos LHC. Oxidizable carbon and humic substances in rotation systems with brachiaria/livestock and pearl millet/no livestock in the Brazilian Cerrado. Span Jour Agric Res. 2013; 11: 217-231.

Loss A, Pereira MG, Perin A, Coutinho FS, Anjos LHC. Particulate organic matter in soil under different management systems in the Brazilian Cerrado. Soil Tillage Res. 2013; 50: 685-693.

Loss A, Pereira MG, Torres JLR. Carbono orgânico no solo sob sistemas conservacionistas no Cerrado. In: Amaral Sobrinho NMB, Chagas CI, Zonta E. (Org.). Impactos Ambientais Provenientes da Produção Agrícola: Experiências Argentinas e Brasileiras. 1ª. ed. São Paulo: Rio de Janeiro: Livre Expressão. 2013; 1: 259-282.

Luz JMQ, Oliveira G, Queiroz AA, Carreon R. Aplicação foliar de fertilizantes organominerais em cultura de alface. Hort Br. 2010; 28: 373-377.

Magalhães EN, Oliveira GC, Severiano EC, Costa KAP, Castro MB. Recuperação estrutural e produção do capim-Tifton 85 em um Argissolo Vermelho compactado. Cien Agric Bras. 2009; 10: 68-76.

MAPA. Programa Agricultura de Baixo Carbono. 2012. Disponível em <http://w ww.agricultura.gov.br/abc>. Acesso em: 12 jul. 2021.

Mazetto Júnior JC, Torres JLR, Costa DDD, Silva VR, Souza ZM, Lemes EM. Production and Decomposition of Cover Crop Residues and Associations With Soil Organic Fractions. J Agr Sci. 2019; 11: 11-17.

Melo FV, Brown GG, Constantino R, Louzada JNC, Luizão FJ, Morais JW, Zanetti R. Importância da meso e macrofauna do solo na fertilidade e como bioindicadores. Boletim Informativo da SBCS. 2009; p. 38-43.

Miranda KFG, Torres JLR, Charlo HCO, Orioli Junior V, Favaro JHS, Souza ZM. Sweet corn in no-tillage system on cover crop residues in the Brazilian Cerrado. Aust J Crop Sci. 2020; 14: 947-952.

Mittmann LM. O solo responde ao tratamento recebido. Granja. 2015; 1: 26-28.

Morais Junior PO, Cardoso AF, Leão EF, Peixoto N. Desempenho de cultivares de couve-flor de verão em Ipameri. Ciência Rural. 2012; 42: 1923-1928.

Motter P, Almeida HG. Contexto histórico do surgimento do plantio direto no Brasil. In: Motter P, Almeida HG. (Ed.). Plantio direto: a tecnologia que revolucionou a agricultura brasileira. 1ªed., Editora Parque Itaipu, Foz do Iguaçu: Paraná. 2015; 1:10-14.

Neves JS, Silva LB, Seabra Junior S, Neves SMA, Neves RJ, Dassoller TF. Cultivo de hortaliças sobre plantio direto e coberturas do solo em Cáceres/MT. Cad Agr. 2014; 9: 1-8.

Pacheco LP, Leandro WM, Machado PLOA, Assis RL, Cobucci T, Madari BE, Petter FA. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. Pesqui. Agropecu Bras. 2011; 46: 17-25.

Pacheco LP, Barbosa JM, Leandro WM, Machado PLOA, Assis RL, Madari BE, Petter FA. Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura e produtividade de soja e arroz em plantio direto. Pesqui Agropecu Bras. 2013; 48(9): 1228-1236.

Pacheco LP, Miguel ASDCS, Silva RG, Souza ED, Petter FA, Kappes C. Biomassa yield in production systems of soybean sown in succession to annual crops and cover crops. Pesqui Agropecu Bras. 2017 a; 52(8): 582-591.

Pacheco LP, Monteiro MMS, Petter FA, Nóbrega JCA, Santos AS. Biomass and nutrient cycling by cover crops in brazilian cerrado in the state of Piaui. Caat. 2017b; 1: 13-23.

Page KL, Dang YP, Dalal RC, Reeves S, Thomas G, Wang W, Thompson JP. Changes in soil water storage with no-tillage and crop residue retention on a Vertisol: impact on productivity and profitability over a 50 year period. Soil Tillage Res. 2019; 194: 104319.

Pereira MG, Loss A, Beutler SJ, Torres JLR. Granulometric and humic fractions carbon stocks of soil organic matter under no-tillage system in Uberaba, Brazil. Tr Subt Agr. 2013; 15: 01-13.

Pereira MG, Loss A, Beutler SJ, Torres JLR. Carbono, matéria orgânica leve e fósforo remanescente em diferentes sistemas de manejo do solo. Pesqui Agropecu Bras. 2010; 45(5): 508-514.

Perin A, Cruvinel DA, Ferreira HS, Melo GB, Lima LE, Andrade JWS. Decomposição da palhada e produção do repolho em sistema de plantio direto. Glob Scien Techn. 2015; 8: 153-159.

Pinto RLAS, Torres JLR, Morais IS, Ferreira R, Silva Júnior WF, Lima SS, Beutler SJ, Pereira MG. Physicogenic and biogenic aggregates under diferente management systems in the Cerrado region, Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 2021; 45: e0200114.

Ramos FT, Monari YC, Nunes MCM, Campos DTS, Ramos DT. Indicadores de qualidade em um Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagem extensiva no pantanal mato-grossense. Caatinga. 2010; 23(1): 112-120.

Rilling MC, Mummey DL. Mycorrhizas and soil structure. New Phy. 2006; 171: 41-53.

Rossi CQ, Pereira MG, Giacomo SG, Betta M, Polidoro JC. Carbono em frações lábeis da matéria orgânica do solo em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. Cienc Agro. 2012; 22: 59-67,

Salton JC, Mielniczuk J, Bayer C, Boeni M, Conceição PC, Fabrício AC, Macedo MCM, Broch DL. Soil aggregation and aggregate stability under crop-pasture systems in Mato Grosso do Sul State, Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 2008; 32: 11-21.

Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. Pesqui Agropecu Bras. 2008; 43(1): 153-156.

Saturnino HM, Landers JN. O meio ambiente e o plantio direto. Brasília, Embrapa-SPI. 1997;116p.

Silva EMNCP, Ferreira RLF, Araújo Neto SE, Tavella LB, Solino AJS. Qualidade de alface crespa cultivada em sistema orgânico, convencional e hidropônico. Hort Bras. 2011; 29: 242-245.

Silva SL, Santos TF, Ribeiro NR, Silvério AT, Morais TS. Reação de plantas daninhas a Meloidogyne incognita e M. javanica. Nem Br. 2013; 37(3,4): 57- 60.

Silva VR, Torres JLR, Costa DDA, Silveira BS, Vieira DMS, Lemes EM. Soil Physical Attributes in Long-Term Soil Management Systems (Tillage and No-till). J Agr Sci. 2020; 12(4): 194-217.

Silveira Junior SD, Silva AP, Figueiredo GC, Tormena CA, Giarola NFB. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob plantio direto submetido à descompactação mecânica e biológica. Rev Bras Cienc Solo. 2012; 36: 1854-1867.

Silveira BS, Torres JLR, Orioli Júnior V, Favaro JHS, Costa LL, Charlo HCO. Cover crops in the production of green and sweet corn. Hort Bras.2021; 39: 94-101.

Siqueira GM, Silva EFF, Moreira MM, Santos GAA, Silva RA. Diversity of soil macrofauna under sugarcane monoculture and two different natural vegetation types. Afric Jour Agric Res. 2016; 11 (30):

2669-2677.

Six J, Bossuyt H, De Gryze S, Denef K. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Tillage Res. 2004; 79:7-31.

Sousa ACM, Souza ZM, Claret RMP, Torres JLR. Traffic control with autopilot as an alternative to decrease soil compaction in sugarcane areas. Trop Subt Agr. 2017; 20: 173 -182.

Spiller MS, Spiller C, Garlet J. Arthropod bioindicators of environmental quality. Rev. Agro@. 2018; 12(1): 41-57.

Stone LF, Silveira PM, Moreira JA. Atributos físico-hídricos do solo sob plantio direto. Embrapa Arroz e Feijão, 2006, 39p.

Taghavifar H, Mardani A. Effect of velocity, wheel load and multipass on soil compaction. J Sal Soc Agr Sci. 2013; 13(1): 57-66.

Teixeira CM, Loss A, Pereira MG, Pimentel C. Decomposição e ciclagem de nutrientes dos resíduos de quatro plantas de cobertura do solo. Idesia. 2012; 30: 55-64.

Timossi PC, Durigan JC, Leite GJ. Formação de palhada por braquiárias para adoção do sistema plantio direto. Bragantia. 2007; 66(4): 617-622.

Torres JLR, Pereira MG. Dinâmica do potássio nos resíduos vegetais de plantas de cobertura no Cerrado. Rev Bras Cienc Solo. 2008; 32(4): 1609-1618.

Torres JLR, Pereira MG, Fabian AJ. Produção de fitomassa por plantas de cobertura e mineralização de seus resíduos em plantio direto. Pesqui Agropecu Bras. 2008; 43: 421-428.

Torres JLR, Pereira MG. Dificuldades e soluções da semeadura direta no cerrado. Granja. 2013; 1-3.

Torres JLR, Silva, MGS, Cunha, MA, Valle, DXP, Pereira MG. Produção de fitomassa e decomposição de resíduos culturais de plantas de coberturas no cultivo da soja em sucessão. Caatinga. 2014; 27(3): 247- 253.

Torres JLR, Pereira MG, Rodrigues Junior DJ, Loss A. Production, decomposition of residues and yield of maize and soybeans grown on cover crops. Ci Agr. 2015a; 46(3): 451-459.

Torres JLR, Araujo AS, Barreto AC, Silva Neto OF, Silva VR, Vieira DMS. Desenvolvimento e produtividade da couve-flor e repolho influenciados por tipos de cobertura do solo. Hort Bras. 2015b; 33(4): 510-514.

Torres JLR, Souza ZM, Pereira MG, Assis RL. Atributos indicadores da qualidade do solo numa área sob plantio direto há doze anos. Comunic Scien. 2015c; 6(2): 123-133.

Torres JLR, Pereira MG, Assis RL, Souza ZM. Atributos físicos de um Latossolo Vermelho Cultivado com plantas de cobertura, em semeadura direta. Rev Bras Cienc Solo. 2015d; 39: 428-437.

Torres JLR, Pereira MG, Loss A. Produção, decomposição e ciclagem de nutrientes das coberturas de solo utilizadas no sistema de semeadura direta no cerrado. In: Amaral Sobrinho NMB, Chagas C I,

Zonta E. (Org.). Impactos Ambientais Provenientes da Produção Agrícola: Experiências Argentinas e Brasileiras. 1ª. ed. São Paulo: Rio de Janeiro: Livre Expressão. 2016a; 1: 305-338.

Torres JLR, Silva VRE, Assis RL, Souza ZM, Vieira DMS, Tamburús AY. Soil physical quality after the fifth and sixth harvest of sugarcane in Brazilian Cerrado. Aust J Crop Sci. 2016b; 10: 1306-1311.

Torres JLR, Gomes FRC, Barreto AC, Tamburús AY, Vieira DMS, Souza ZM, Mazetto Júnior JC. Application of different cover crops and mineral fertilizer doses for no-till cultivation of broccoli, cauliflower and cabbage. Aust J Crop Sci. 2017; 10: 1339-1345.

Torres JLR, Assis RL. Evolução entre os sistemas de produção agropecuária no cerrado: convencional, barreirão, santa fé e integração lavoura-pecuária. Infor Agrop. 2018; 39; 7-17.

Torres JLR, Mazetto Júnior JC, Silva Júnior J, Vieira DMS, Souza ZM, Assis RL, Lemes EM. Soil physical attributes and organic matter accumulation under no-tillage systems in the Cerrado. Soil Tillage Res. 2019; 57(7): 712–718.

Torres JLR, Moreira, LR, Mageste, JG, Mazetto Júnior JC, Silva Júnior J, Borges, GVA, Coelho, L, Lemes, EM. Soil Attributes, soil organic carbon and relations with rubber-tree morphology in a three-decade-old orchard. Agricult Forest. 2020; 66(1): 191-201.

Torres JLR, Gomes FRC, Barreto AC, Orioli Junior V, França GD, Lemes EM. Nutrient cycling of different plant residues and fertilizer doses in broccoli cultivation. Hort Bras. 2021; 38: 10-11.

Vargas TO, Diniz ER, Santos RHS, Lima CTA, Urquiaga S, Cecon PR. Influência da biomassa de leguminosas sobre a produção de repolho em dois cultivos consecutivos. Hort Bras. 2011; 29: 562-568.

CAPÍTULO 2

SOLOS DO CERRADO MINEIRO: POTENCIAIS DE USO E FRAGILIDADES AMBIENTAIS

Guilherme Resende Corrêa
Professor do Instituto de Geografia da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: correasolos@gmail.com.

Rafael César Silva
Mestre em Geografia pela Universidade Federal de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: rafael77silva.rs@gmail.com.

Flávia Monize Ferreira dos Santos
Graduanda em Geografia pela Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: flavia_monize@hotmail.com.

Gabriel Palucci Rosa
Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: gabrielpalucciufu@gmail.com.

Viviane Arantes Koch
Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: viviane.koch@ufu.br.

Ana Paula Dechen Rodrigues
Graduanda em Geografia pela Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: ana.dechen@ufu.br.

Prímula Viana Campos
Pós-doutoranda do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. E-mail: primula.vc@gmail.com

1 . INTRODUÇÃO

O Cerrado, grande provedor de água para as principais bacias hidrográficas brasileiras, é a maior savana neotropical do mundo e o segundo maior bioma do país (Cianciaruso et al., 2005; Mendonça et al., 2008). A localização estratégica do Cerrado, em contato com os biomas Amazônico, Caatinga, Mata Atlântica e Pantanal (Scolforo et al., 2008; Walter, 2006; Eiten, 1994), contribui para uma grande heterogeneidade de fitofisionomias e biodiversidade (Cianciaruso et al., 2005; Oliveira-Filho e Ratter, 2002), com uma ampla variedade climática, edáfica e geomorfológica (Rossatto, 2014; Neves et al., 2015; Bueno et al., 2018). O bioma é descrito como um mosaico vegetacional, com a ocorrência de formações florestais, savânicas e campestres (Ribeiro e Walter, 2008) em quase sua totalidade assentada sobre solos distróficos, muitos dos quais com valores extremamente baixos de nutrientes e, baixa capacidade de troca catiônica (CTC), mesmo em solos com elevados teores de argila devido a sua natureza oxídica (hematita, goethita e gibbsita) e/ou caulinítica. Essa baixa fertilidade natural fez do Cerrado, região dominante da porção central do Brasil (Figura 1), pouco povoada até a década de 1970.

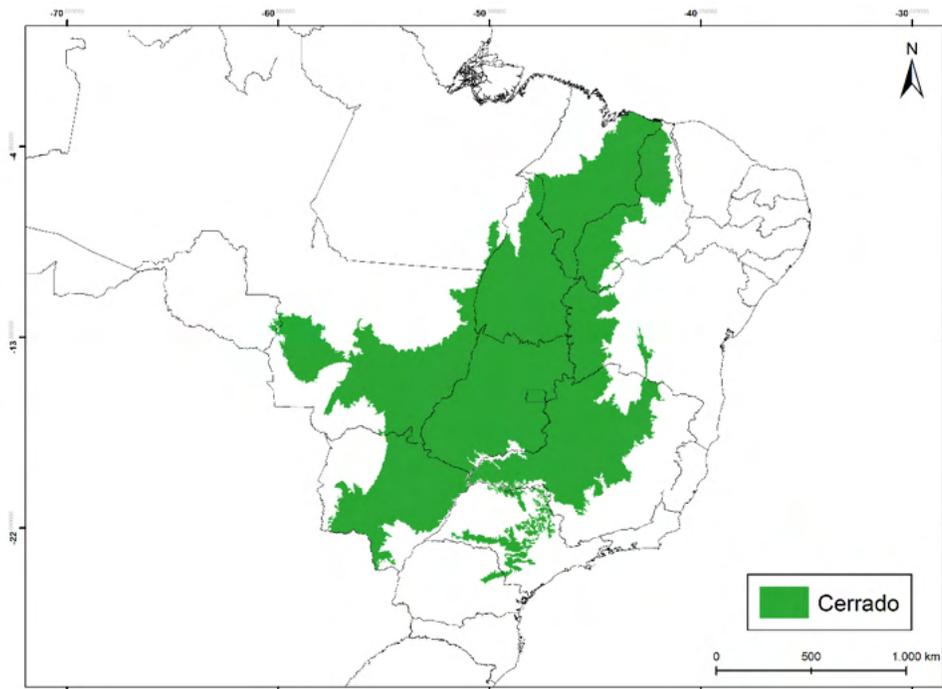



Figura 1. Área ocupada pelo bioma Cerrado no território brasileiro.

Fonte: IBGE, 2020. Fonte: elaborado pelos autores.

A partir do século XIX, as áreas de Cerrado cumpriam um papel fundamental, além da pecuária extensiva: ser a fonte de água para quase todas as fazendas localizadas nas áreas de solos férteis originalmente recobertos por florestas decíduas ou semidecíduas. Essas fazendas utilizavam águas oriundas das partes mais elevadas da paisagem, especialmente chapadas com Cerrado, para irrigação das suas lavouras, fonte de energia motriz e consumo humano e animal.

A partir da década de 1970, as regiões do Cerrado, principalmente, nas áreas de chapadas com ocorrência de Latossolos passaram a ser valorizadas para o desenvolvimento de práticas agrícolas. As tecnologias de correção, fertilização e mecanização possibilitaram elevadas produções, especialmente de grãos, em solos naturalmente muito pobres em nutrientes. Nesses últimos cinquenta anos, as áreas de Cerrado em chapadas tornaram as terras mais importantes para produção agrícola do país.

O desenvolvimento de técnicas de manejo de solo permitiu o controle da erosão e permanência de teores razoáveis de matéria orgânica, além da manutenção de propriedades físicas adequadas, mesmo com o manejo intensivo desses solos. O sucesso da grande produtividade das áreas de Cerrado se deve principalmente: 1) às propriedades físicas dos Latossolos de chapada, especialmente os mais oxídicos; 2) às condições climáticas

de temperatura e precipitação propícias; e 3) ao relevo geralmente plano que permite a mecanização, pouca susceptibilidade a erosão e insolação uniforme.

O termo “solo de Cerrado” é genérico, pois significa: solos originalmente recobertos pela vegetação de Cerrado. No entanto, essa vegetação foi a que, ao longo da história, mais velozmente foi alterada. Dentre os biomas brasileiros, é o que mais perdeu habitats, nos últimos anos, quase 50% da sua área total já foi desmatada (Beuchle et al., 2015). Com as mudanças na legislação ambiental, as áreas de Cerrado com potencial agrícola estão quase completamente utilizadas por uma agricultura intensiva. Entretanto, existem muitos tipos de Cerrado, com solos e paisagens diferentes, e, com potencialidades e fragilidades heterogêneas (Figura 2).

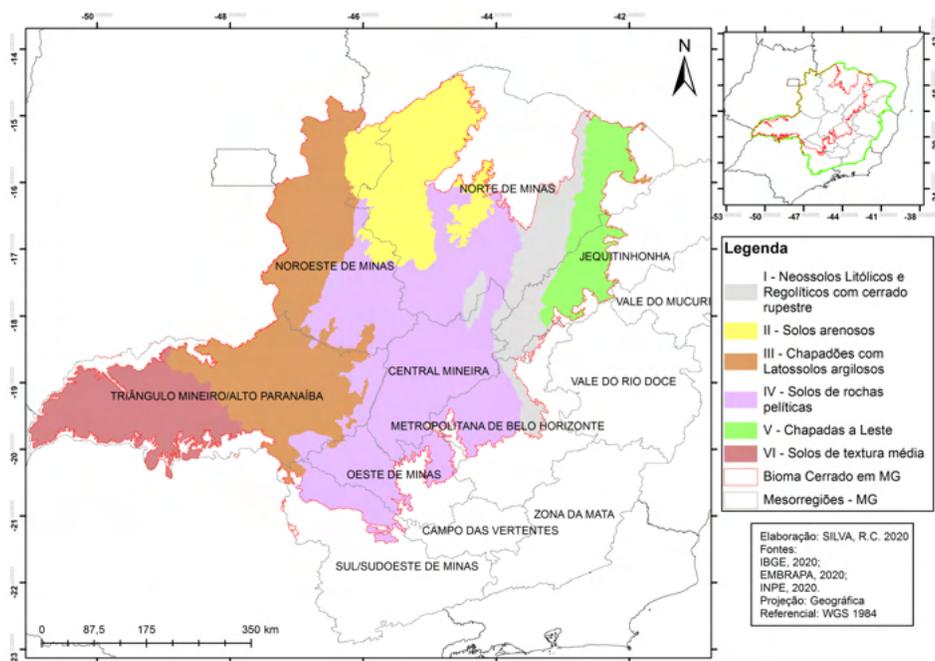



Figura 2. Domínios com padrões de potencialidades e fragilidades de solos ocupados originalmente pela vegetação do Cerrado.

Fonte: IBGE, 2020; INPE, 2020; Embrapa, 2020. Fonte: Elaborado pelos autores.

Considerando o presente estado avançado de técnicas na agricultura moderna brasileira, de manejo de solo, melhoramento genético, nutrição de plantas, irrigação e defensivos, abordar-se-á neste capítulo, as fragilidades e potencialidades dos solos e ambiente de produção frente a um uso racional dos recursos naturais deste bioma.

2 . OS SOLOS DO CERRADO MINEIRO

Seis grandes domínios originalmente recobertos por Cerrado podem ser divididos em Minas Gerais (Figura 2). Esses agrupamentos representam regiões relativamente homogêneas em relação às propriedades dos solos, clima e usos. Mesmo com os atuais avanços tecnológicos e as perspectivas, esses domínios apresentam restrições e potencialidades naturais determinantes.

2.1 Neossolos Litólicos e Regolíticos com cerrado rupestre (I)

A região do Quadrilátero Ferrífero foi uma das primeiras áreas de Cerrado a ser ocupada em períodos históricos de Minas Gerais (MG), no ciclo do ouro, no século XVIII. Nesse período, essas áreas não foram utilizadas para exploração agrícola, mas sim para mineração, a qual, até os dias atuais, está em curso. Os solos que ocorrem nos maciços de itabiritos, metapelíticas e quartzitos desta região não possuem potencial agrícola, seja devido ao relevo montanhoso ou aos solos com baixa aptidão para uso, com destaque aos: Plintossolos Pétricos; Neossolos Regolíticos; Neossolos Litólicos; e Latossolos Vermelhos Perférricos em áreas mais restritas (terços inferiores de vertentes suaves), influenciadas pelo itabirito, rocha com elevados teores de Fe (Figura 3).

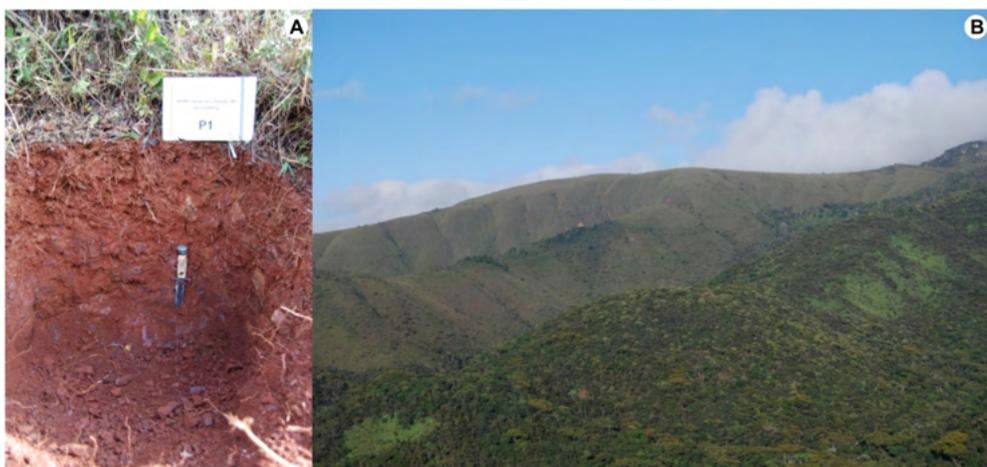



Figura 3. Neossolo Regolítico desenvolvido de itabirito no Quadrilátero Ferrífero (**A**); Paisagem montanhosa com ocorrência de Cerrado, em segundo plano, sob itabiritos e quartzitos com Neossolos Regolíticos e Litólicos. Em alguns terços inferiores da paisagem, podem ocorrer Latossolos Vermelhos Perférricos (**B**).

Fotos: Guilherme R. Corrêa.

A cadeia do Espinhaço é um extenso arqueamento de rochas quartzíticas e metapelíticas (em menor proporção), que em parte é originalmente recoberta por Cerrado. Esse extenso arqueamento se estende de sul a norte no meio do estado de Minas Gerais,

com predomínio de solos de baixo a nenhum potencial agrícola devido não apenas ao relevo, mas às classes predominantes de solos: Neossolos Litólicos, Cambissolos, e Neossolos Regolíticos intercalados com afloramentos rochosos (Figura 4). A Serra da Canastra também apresenta condições semelhantes, além de outras serras de menor expressão.

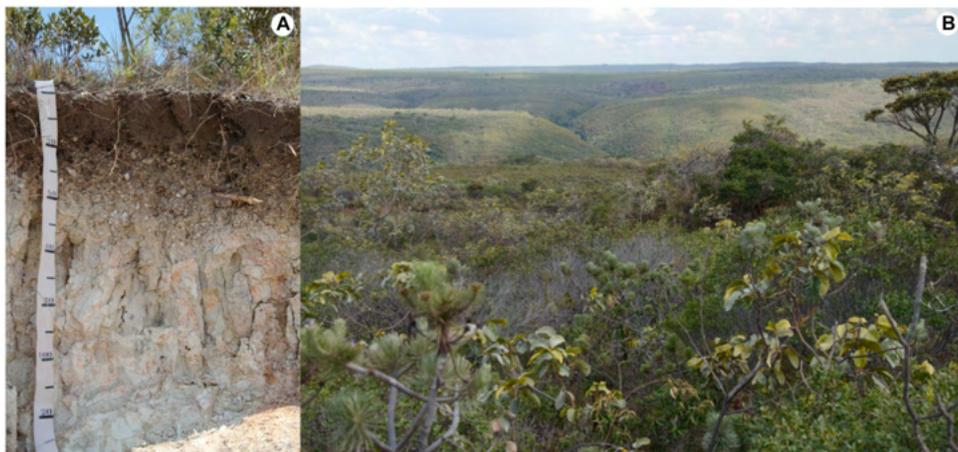



Figura 4. Neossolo Regolítico alumínico e epipedregoso desenvolvido de rocha metapelítica na Serra do Espinhaço (**A**); Paisagem da Serra do Espinhaço onde predominam solos rasos desenvolvidos de rochas quartzíticas ou metapelíticas, com vegetação de Cerrado ou campo rupestre (**B**).

Fotos: Guilherme R. Corrêa.

Em alguns locais dessas serras, ocorrem superfícies aplainadas com Latossolos que geralmente são ocupados com plantios de eucalipto. As propriedades dos solos não são restritivas, e a condição climática é propícia para plantios florestais. Nessas áreas, há restrições de recursos hídricos para irrigação em larga escala, sendo pouca a ocorrência de áreas irrigadas, o que explica o predomínio de florestas plantadas e não agricultura intensiva.

A Figura 5 é representativa do Domínio I, com relevo geralmente montanhoso, afloramentos rochosos, altitude acima de 1000 m, e predomínio de solos rasos e pedregosos. É possível observar áreas aplainadas, associadas a rochas metapelíticas, que são utilizadas para pastagens e plantios florestais, mas raramente para agricultura.

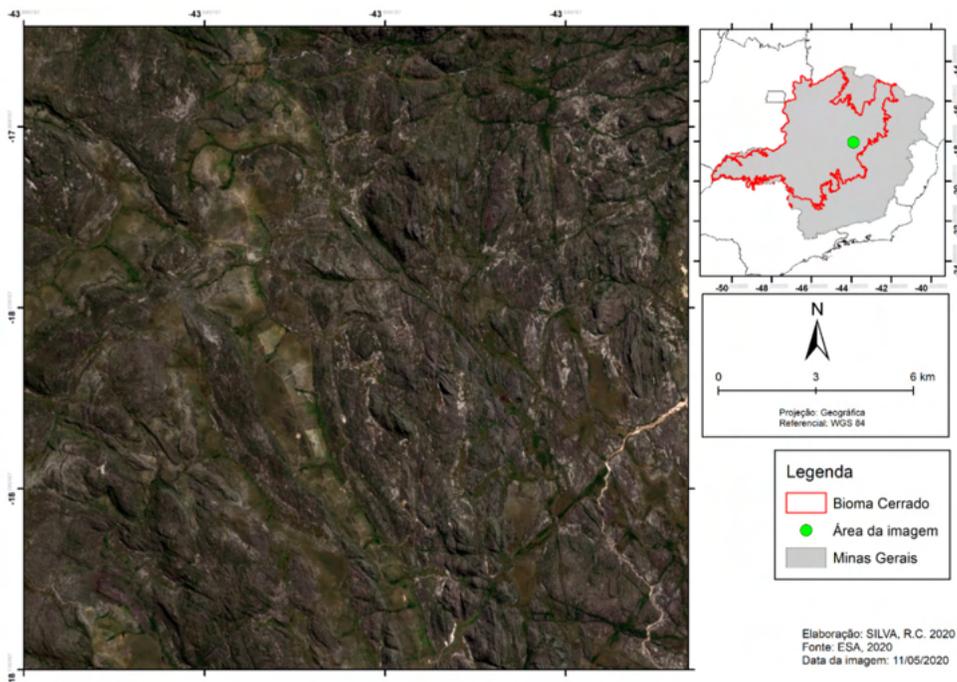



Figura 5. Imagem de satélite com padrão típico das áreas do Domínio I (Neossolos Litólicos e Regolíticos com cerrado rupestre).

Fonte imagem: ESA, 2020. Elaborado: pelos autores.

2.2 Solos arenosos (II)

Na região noroeste de Minas Gerais, especialmente nas áreas da Formação Urucuia, ocorrem extensas áreas com Neossolos Quartzarênicos e Latossolos com textura média (no limite para arenosa) com baixa aptidão agrícola (Figura 6). O clima mais seco e quente propicia um déficit hídrico pronunciado, que torna a produção agrícola sem irrigação arriscada. Outro fator importante para a restrição agrícola desta região são as areias finas que compõe o solo, tornando-o muito propenso a erosão e contaminação do lençol freático por resíduos químicos (Figura 7). A rede de drenagem, embora formada por veredas perenes, não suporta um uso recorrente de retirada de água para irrigação, sendo, em geral, uma região com forte restrição à pecuária ou agricultura. Embora o relevo seja geralmente plano, a fragilidade desses solos, juntamente, com as restrições climáticas torna pouco racional a sua ocupação em larga escala para atividades agrícolas.

Figura 6. Neossolo Quartzarênico desenvolvido de cobertura arenosa da Formação Urucuia (**A**); Vegetação original de Cerrado sobre Neossolo Quartzarênico em relevo plano. A rede de drenagem é esparsa e com baixa vazão (**B**).

Fotos: Guilherme R. Corrêa.

Há grandes áreas irrigadas em algumas propriedades, porém com elevado custo ambiental, além da ocorrência de conflitos pelo uso da água entre propriedades e cidades. É aconselhado que nesta água seja de uso mais restrito, pois, até mesmo a recomposição da vegetação nativa, depois de retirada, apresenta dificuldades nesses solos arenosos. Plantios florestais também apresentam dificuldades, pois, o estresse hídrico é demasiado acentuado. O uso de fontes solúveis de adubos para fornecimento de nutrientes deve ser estabelecido com base nas recomendações de fertilização para solos arenosos. O parcelamento das doses para aplicação em distintas épocas é apropriado, para diminuir as perdas por lixiviação. Da mesma forma, o aporte de matéria orgânica apresenta-se como plano de manejo essencial para o desenvolvimento das culturas, com melhorias nos aspectos químicos, físicos e biológicos dos solos.

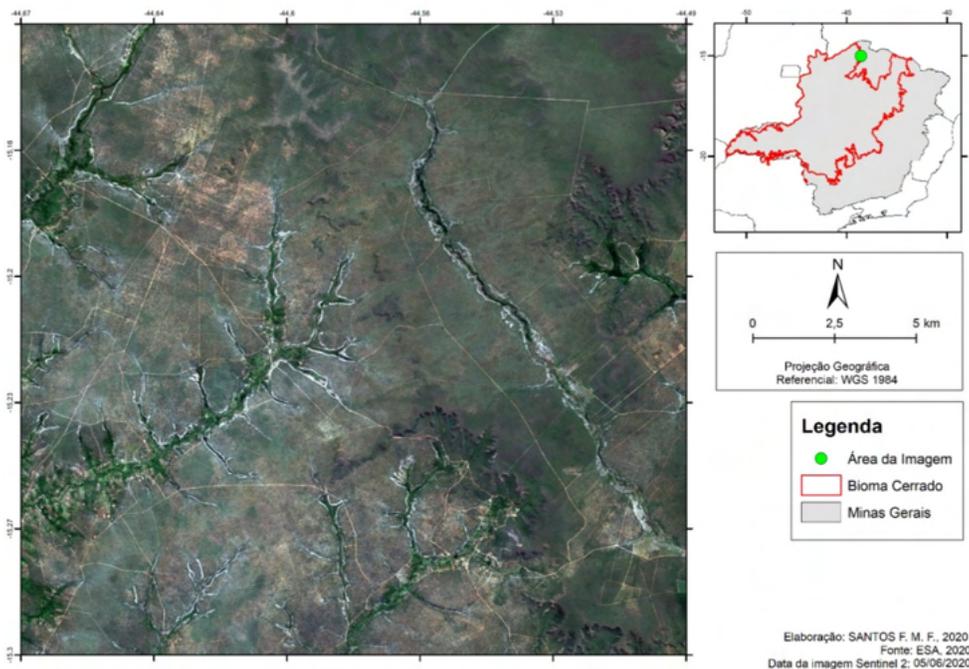



Figura 7. Imagem de satélite de uma área típica do Domínio II. A rede de drenagem é mais entalhada e a vegetação nativa de Cerrado é mais aberta devido à fragilidade dos solos.

Fonte imagem: ESA, 2020. Elaborado: pelos autores.

2.3 Chapadões com Latossolos argilosos (III)

As áreas de chapadas da região oeste de MG, com altitudes entre 800 m e 1200 m, e recobertas por Latossolos oxídicos, representam as porções com melhor aptidão agrícola do Cerrado (Figura 8). São áreas amplas e planas, com uma rede de drenagem perene formada por veredas de boa vazão. Os solos apresentam excelentes condições físicas para a agricultura mecanizada. São as terras de maior destaque para produção agrícola, possibilitando até três cultivos anuais sem irrigação.

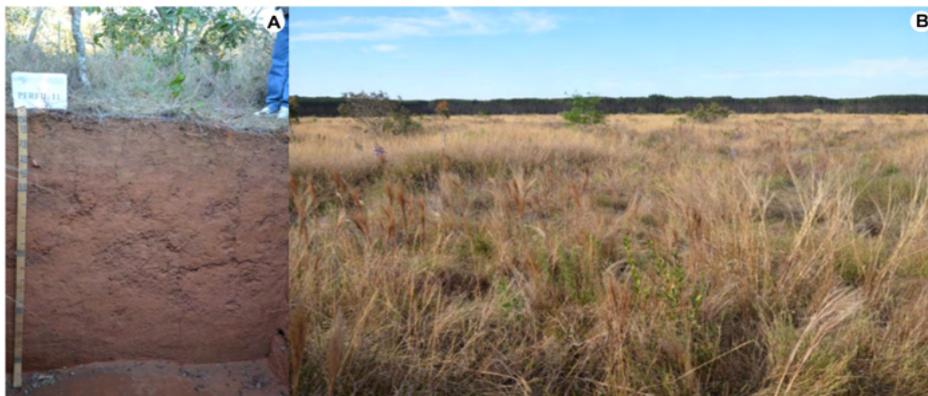



Figura 8. Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico (**A**); Paisagem com campo cerrado típico das áreas originais dos chapadões do Oeste de Minas Gerais (**B**).

Fotos: Guilherme R. Corrêa.

Grande variedade de cultivos apresenta elevada produtividade, neste domínio, tornando essas terras extremamente valorizadas. Mesmo com cerca de cinquenta anos de uso, as propriedades físicas desses Latossolos apresentam um baixo grau de degradação. A maior limitação destes solos é a baixa CTC devido a sua composição mineralógica, com predomínio de caulinita, gibbsita, goethita e hematita na fração argila. Além de serem solos com elevada capacidade de adsorção de fósforo. Alguns desses Latossolos possuem caráter ácrico, ou seja, maior quantidade de cargas positivas do que negativas. Com a adoção de manejos, como o sistema de plantio direto, os níveis de matéria orgânica podem aumentar ao longo do tempo se comparados aos plantios convencionais. Sistemas integrados de produção também colaboram para a preservação das propriedades físicas, químicas e biológicas destes solos.

Devido à elevada vazão de água das veredas desses chapadões e às condições climáticas que propiciam boa precipitação (~ 1500 mm anual), extensas áreas são intensivamente irrigadas, geralmente com pivôs centrais (Figura 9). Entretanto, nos últimos anos tem havido um exagero no uso da água superficial e de aquíferos, gerando uma redução drástica na vazão de muitos cursos de água. A fim de manter as áreas irrigadas, alguns proprietários vêm construindo grandes reservatórios para armazenamento de água durante os períodos de maior vazão, e utilizada posteriormente nos períodos de estiagem.

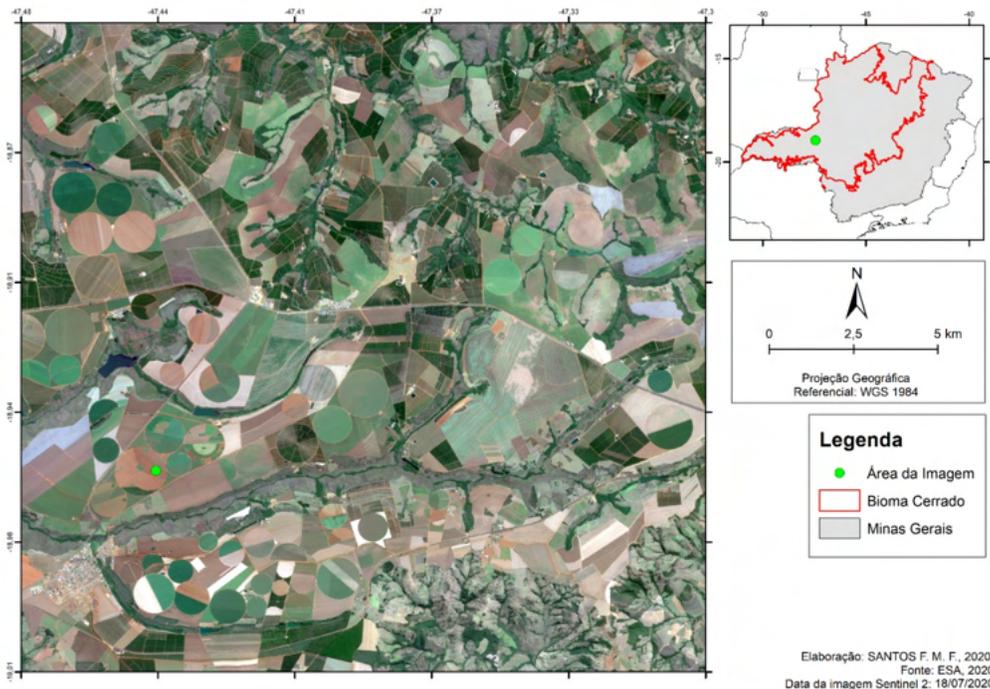



Figura 9. Imagem de satélite de uma área representativa da região III. Notar a presença abundante de pivôs de irrigação, os amplos interflúvios e o uso intensivo do solo. Fonte imagem: ESA, 2020. Elaborado: pelos autores.

Essa região possui, em sua maior parte, solos altamente resilientes. Porém, o uso excessivo desses chapadões resulta atualmente em poucas áreas de preservação (quase a totalidade das chapadas foi sistematicamente utilizada) e a ocupação e sistematização de áreas úmidas (solos hidromórficos). As áreas úmidas vêm sofrendo contínuo recuo ao longo dos anos, o que resulta no rebaixamento do nível do lençol freático e colapso de solos hidromórficos, especialmente os Organossolos e Gleissolos. Um melhor equilíbrio, no uso e ocupação dos chapadões, é necessário para que todos possam fazer uso dos recursos hídricos e estes sejam preservados. Ademais, o Cerrado sobre Latossolos foi praticamente extinto nesses chapadões, o que não é apenas uma questão ambiental, mas uma enorme perda para a ciência em diferentes áreas, em especial, à própria agricultura.

2.4 Solos de rochas pelíticas (IV)

Esse domínio é geralmente associado às áreas de ocorrência do Grupo Bambuí, especialmente na região central de MG. É o maior e mais heterogêneo dos domínios, com relevo variado, mas com predomínio de colinas convexas com declives ondulado a suave ondulado (Figura 12). Áreas planas podem ocorrer com a presença de Latossolos Amarelos cauliníticos com elevada toxidez por Al^{3+}. O solo predominante é o Cambissolo Háplico

Tb Alumínico (Figura 10) com elevado teor de silte, o que aliado ao relevo geralmente ondulado a suave ondulado torna estas áreas de difícil manejo e com pouca aptidão para pastagem e agricultura.

Áreas consideráveis de Latossolos e Cambissolos (mais desenvolvidos) em relevo plano e suave ondulado têm sido utilizadas para plantios de eucalipto (Pereira et al.., 2010) e pastagem, obtendo-se bons resultados. Neste domínio, também ocorrem Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos associados a coberturas cenozóicas com boa aptidão agrícola. Nestas áreas, a agricultura pode ser bem desenvolvida e sem grandes restrições, mas com menor potencial se comparado ao Domínio III.

Figura 10. Cambissolo Háplico Tb Alumínico típico desenvolvido de rochas pelíticas do Grupo Bambuí (**A**); Paisagem plana com Cambissolos Alumínicos e em menor proporção Latossolos Amarelos Alumínicos desenvolvidos de rochas pelíticas. Ao contrário das áreas mais onduladas, de solos rasos, o Cerrado nesse ambiente é mais denso (típico) (**B**). Fotos: Guilherme R. Corrêa.

Solos rasos como Neossolos Litólicos e Regolíticos também são comuns neste domínio (Figura 11), sendo os de maior restrição de uso, com aptidão agrícola muito baixa. Até plantios florestais são inviáveis nesses solos. A rede de drenagem é densa, mas de baixa vazão, o que torna a irrigação muito restritiva e não compensatória. Outro problema desses solos é sua baixa capacidade de infiltração de água. As camadas de rochas pelíticas são geralmente horizontais e dotadas apenas de poros muito pequenos, o que torna o crescimento de raízes limitado e a percolação da água extremamente lenta (Resende e Almeira, 1985).

Figura 11. Neossolo Regolítico Distrófico alumínico desenvolvido de rochas pelíticas do Grupo Bambuí (**A**); Paisagem típica de áreas com ocorrência de rochas pelíticas do Grupo Bambuí. Originalmente predominava Cerrado pouco denso e floresta de galeria próxima aos cursos d'água (**B**). Fotos: Guilherme R. Corrêa.

Em menor proporção, ocorrem solos de boa aptidão agrícola, quando estes são influenciados por rochas calcárias, aliadas a um relevo mais plano. Esses solos variam entre Argissolos, Nitossolos e Latossolos quase todos vermelhos, argilosos e cauliníticos. Também ocorrem mistura de materiais pelíticos com carbonatos, o que possibilita a formação de solos de melhor potencial agrícola. O Grupo Bambuí apresenta diversas formações carbonáticas, mas essas são geralmente recobertas, originalmente, por florestas decíduas e semidecíduas.

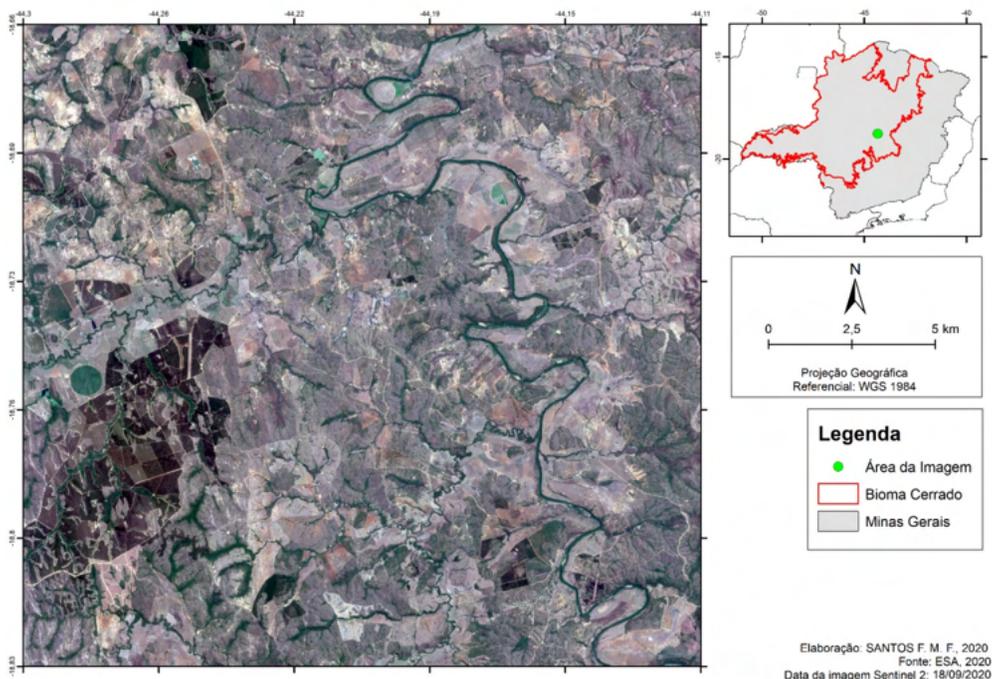



Figura 12. Imagem de satélite de uma área representativa do Domínio IV. Notar a variação do relevo, com áreas planas geralmente ocupadas por plantios de eucalipto em Latossolos e, áreas mais dissecadas com Cambissolos de menor potencial agrícola. Fonte imagem: ESA, 2020. Elaborado: pelos autores.

2.5 Chapadas a Leste (V)

Na bacia do alto e médio Jequitinhonha, ocorrem chapadas recobertas por Latossolos e Argissolos (menor proporção) menos oxídicos em relação aos do Cerrado do Oeste de Minas Gerais (Figura 13) desenvolvidos de coberturas sedimentares cenozóicas. Possuem boas propriedades físicas e as chapadas são amplas e sem impedimentos a mecanização, os solos são argilosos, com predomínio de caulinita na fração argila. Atualmente, essas áreas são utilizadas principalmente para o plantio de pinus e eucalipto, sem atividade agrícola relevante. Mas, por que esses Latossolos com boas propriedades físicas não são intensivamente utilizados para produção agrícola a semelhança da região Oeste? É uma questão climática, pois apesar de todos os demais fatores serem propícios à agricultura intensiva, a distribuição de chuvas e oferta de água para irrigação são fortes restritivos. A densidade de drenagem é baixa e a vazão dos cursos d'água é insuficiente para projetos viáveis de irrigação em larga escala (Figura 14). Nessas chapadas, a vegetação original era de cerradão, uma fisionomia florestal do Cerrado.

Como toda chapada, as bordas são pontos de fraquezas para erosão. Uma faixa de proteção deve sempre existir no alto da chapada, para evitar que os plantios anuais ocorram

até a borda. Mesmo ocorrendo Plintossolos Pétricos nas bordas, processos erosivos podem se intensificarem causando prejuízos ambientais e, por conseguinte, econômicos.

Figura 13. Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico argissólico, solo comum nas chapadas da alta e média bacia do rio Jequitinhonha (**A**); Paisagem de chapada com plantio de eucalipto na região do Alto rio Jequitinhonha. Embora o solo tenha boas propriedades físicas, as condições climáticas não são propícias para plantios agrícolas (**B**). Fotos: Guilherme R. Corrêa.

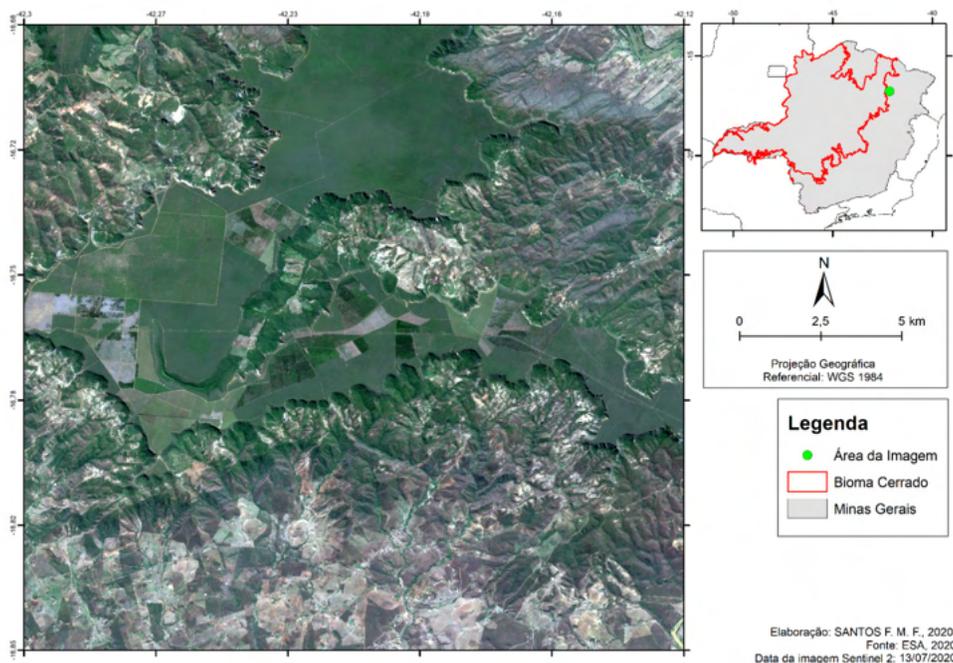



Figura 14. Imagem de satélite de uma área representativa do Domínio V. As chapadas geralmente acima de 800 m de altitude são amplas, mas raramente possuem cursos de água. A vegetação das áreas dissecadas é composta originalmente por florestas decíduas e semidecíduas sobre Argissolos, e o cerrado restrito ao topo e parte das bordas das chapadas. Fonte imagem: ESA, 2020. Elaborado: pelos autores.

2.6 *Solos de textura média (VI)*

No Triângulo Mineiro, predominam Latossolos e Argissolos (em menor proporção) de textura média originados de arenitos e coberturas cenozóicas ricas em areias, em altitudes geralmente abaixo de 800 m (Figura 15). São solos com boas propriedades físicas para agricultura, como boa infiltração de água e sem impedimentos para o desenvolvimento do sistema radicular. Entretanto, são muito susceptíveis à erosão, especialmente, nos relevos mais ondulados. Embora, haja uma boa densidade da rede de drenagem, a vazão é insuficiente para projetos de irrigação em larga escala, ocorrendo lavouras irrigadas apenas em áreas restritas.

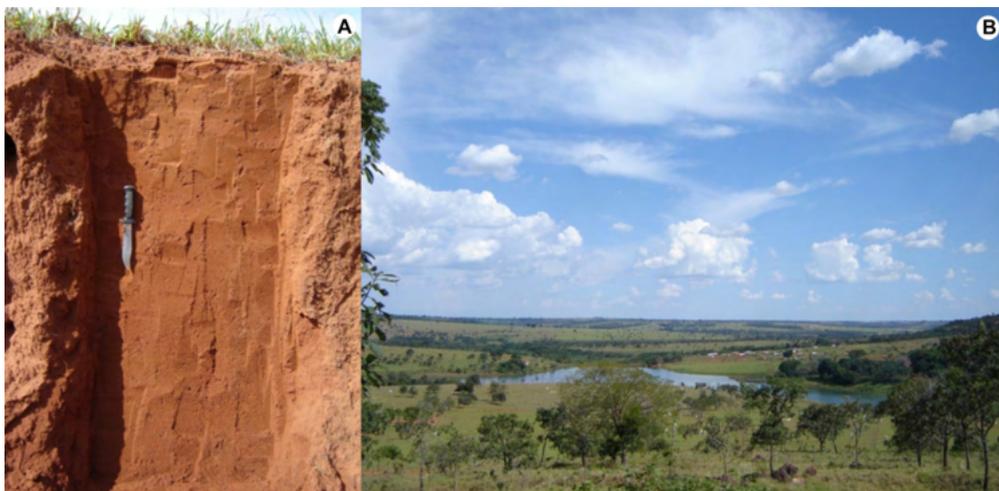



Figura 15. Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico argissólico, textura média (**A**); Paisagem típica das áreas com ocorrência do Grupo Bauru no Triângulo Mineiro. Originalmente predominavam a fitofisionomia de cerradão em Latossolos em sua maioria vermelhos (**B**). Fotos: Guilherme R. Corrêa.

Esses solos ocorrem principalmente nas áreas do Grupo Bauru de sedimentação cretácea. Quanto ao uso, predominam pastagens plantadas e, a partir da década de 2000, muitas áreas foram convertidas em plantações de cana-de-açúcar. Plantios de grãos, pinus e eucalipto ocorrem em áreas de menor expressão, especialmente, nas posições de maior altitude e mais planas (Figura 16).

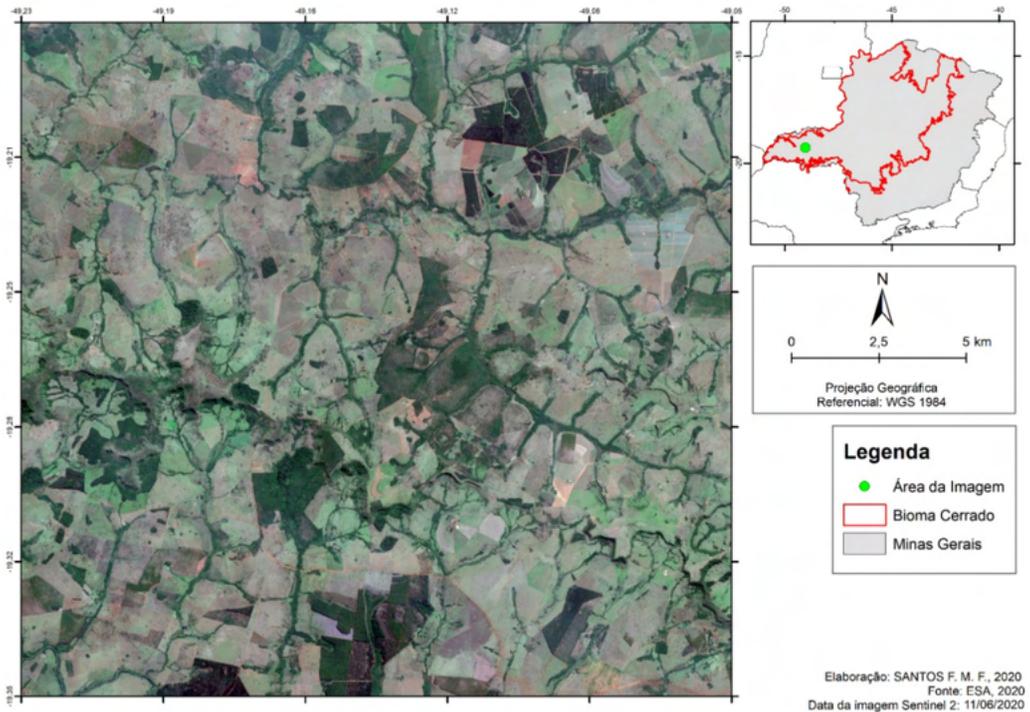



Figura 16. Imagem de satélite de uma área típica do Domínio VI. As Formações Adamantina e Marília, ambas com arenitos, dão origem em sua maioria a Latossolos de textura média. Em algumas áreas podem ocorrer solos eutróficos quando os arenitos apresentam cimentação carbonática.

Fonte imagem: ESA, 2020. Elaborado: pelos autores.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os Latossolos que ocorrem nas áreas de Cerrado, são solos resilientes, cuja estrutura bem desenvolvia, geralmente forte granular, é resistente aos impactos da mecanização. Já a sua constituição mineralógica, oxídica/caulinítica, retém elementos que poderiam poluir ainda mais o ambiente. Muito se avançou no manejo de solos e produção: 1) com técnicas adequadas, que sempre deixam o solo coberto e barreiras físicas ao escoamento d'água, problemas de erosão podem em grande parte serem solucionados; 2) novos implementos agrícolas e rotação de culturas vêm reduzindo os efeitos danosos da compactação; e 3) a logística de produção e escoamento evoluiu muito nos últimos quinze anos. Considerado isto, a maior fragilidade da produção agrícola nesses domínios está na questão hídrica, na distribuição das chuvas e água para irrigação, ou seja, as projeções dos cenários climáticos para o futuro próximo são preocupantes.

O desmatamento sem controle, especialmente na Amazônia, que desempenha um papel fundamental para o balanço climático de outras regiões do Brasil (Fearnside, 2005;

Marengo, 2006; Malhi et al., 2008; Satyamurty et al., 2013; INPE, 2018), especialmente no Cerrado, é um desafio para o manejo dos solos em Minas Gerais. Muitos estudos demonstram distúrbios climáticos como consequência da redução das áreas de florestas na Amazônia (Costa e Pires, 2010; Butt et al., 2011; Debortoli et al., 2015; Debortoli et al., 2016; Wright et al., 2017; Khanna et al., 2017).

A restrição hídrica é um dos principais riscos ao manejo do solo. A divisão, entre as áreas de Cerrado mineiro, evidencia um gradiente latitudinal de precipitação, com o extremo sul do Domínio III alcançando valores de precipitação anuais entre 1700 mm e 2000 mm (Karger et al., 2017) e o extremo norte dos Domínios II e V atingindo valores entre 500 mm e 700 mm anuais. As regiões com os valores de precipitação mais homogêneos são os Domínios III e VI, que possuem bons volumes anuais em toda sua extensão. Apesar dessas diferenças espaciais, é notório que toda região do Cerrado mineiro está sobre influência de um clima sazonal (Silva e Kousky, 2012) o que leva a concentração de 70% das chuvas em um período de seis meses ou menos.

Este fato é evidenciado na distribuição dos meses com precipitação abaixo dos 50mm (Figura 17), no qual os Domínios I, II e V apresentam 5 a 7 meses acumulando baixos volumes. A prática agrícola, que já é bem restrita devido aos fatores edáficos citados anteriormente, se torna aqui praticamente inviável sem a adoção de sistemas de irrigação. Os volumes anuais de chuva, nas regiões mais ao norte de Minas Gerais, já são baixos, passando por uma estação seca que pode se estender em anos nos quais a sazonalidade interanual é evidente. Como a irrigação não é possível nem recomendada em certas regiões, acredita-se que a conservação do solo associada às áreas protegidas, sem uso intensivo, é o mais adequado em regiões com forte restrição hídrica cujas chuvas em anos regulares só permitem uma safra.

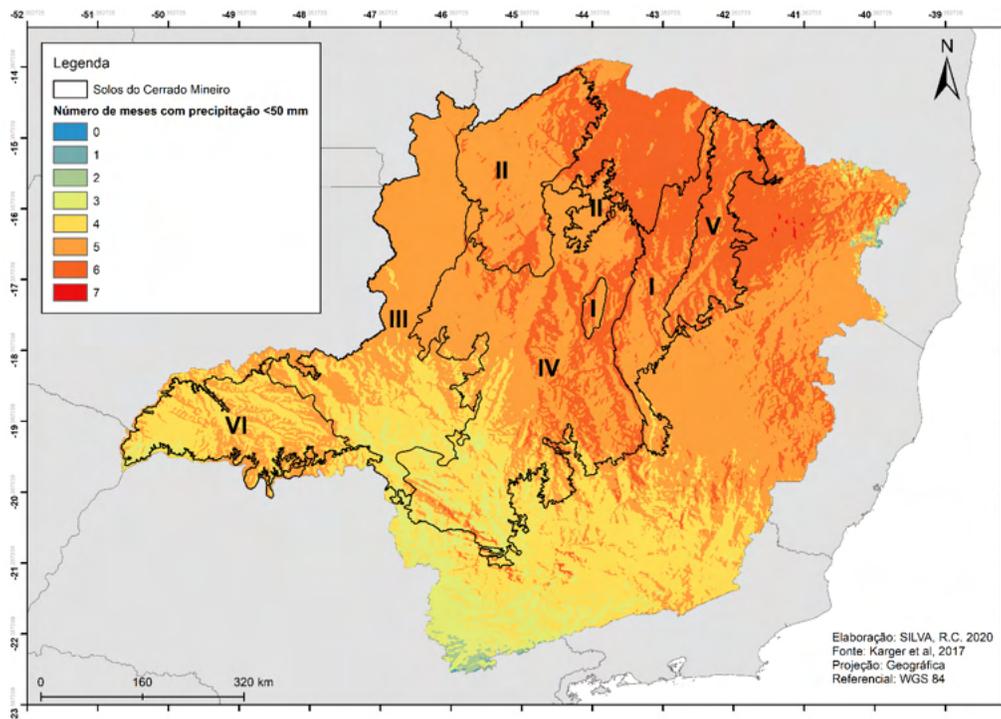



Figura 17. Mapa do número de meses com precipitação inferior a 50 mm. Fonte: Karger et al. (2017). Elaborado pelos autores.

Os Domínios III, IV e VI possuem uma situação de menor estresse hídrico, com valores entre 5 e 3 meses de precipitação inferior a 50 mm. Estas regiões possuem condições para ao menos duas safras anuais sem irrigação. A principal restrição provém dos veranicos observados durante o período chuvoso, que podem ser mais intensos nos meses de janeiro e fevereiro (Minuzzi et al., 2006; Silva e Ferreira, 2015).

O principal desafio para o manejo do solo é a diminuição da estação chuvosa que não deve ser descartada no atual cenário (Rao et al., 2016; Leite Filho, 2019; Amorim et al., 2019) e a região Sudeste pode ser submetida a impactos no regime climático que condiciona sua disponibilidade hídrica. Uma diminuição no período chuvoso implica eventos mais extremos de precipitação concentrada, e comprometimento da recarga de mananciais. As maiores implicações ficam nos Domínios mais frágeis (I, II e V), que já possuem um volume total baixo de chuvas. O planejamento para o uso da água é crucial, tendo em vista tanto um investimento na previsibilidade hídrica (o equilíbrio entre uso previsto – disponibilidade prevista) através de modelos climáticos mais precisos, quanto um manejo do solo que mantenha a regularidade agrícola da região.

Estudos vêm constatando uma diminuição constante na precipitação do Cerrado nas últimas décadas, variando entre 40 mm a 120 mm/década (Avila-Diaz et al., 2020a). Esta

diminuição é acompanhada por uma redução nos números de dias chuvosos e aumento de dias secos consecutivos (Avila-Diaz et al., 2020b). Este impacto é muito relevante para uma função que o Cerrado cumpre: a recarga das grandes bacias hidrográficas do Brasil. As secas hidrológicas podem apresentar um aumento maior do que as secas meteorológicas (Rodrigues et al., 2020), enquanto estudos conduzidos em bacias, no Cerrado, indicam que a recarga subterrânea pode diminuir em até 29.4% nos cenários mais pessimistas de mudança climática (Neto et al., 2021).

O Cerrado tem importante papel no sistema de recarga das bacias: as fitofisionomias florestais tendem a reter mais a água que compõe o sistema de recarga, enquanto áreas de "campo limpo" e "campo sujo" apresentam valores maiores de água disponibilizada na reserva subterrânea (Oliveira et al., 2017). As alterações na dinâmica hídrica são aumentadas na medida em que se convertem áreas de vegetação nativa para usos mais intensos, como agricultura mecanizada e áreas dedicadas para pastagem extensiva. Adiciona-se a essa interação, o fato de que os diferentes sistemas de manejo agrícolas tendem a afetar os atributos químicos, físicos e biológicos do solo (Carneiro et al., 2009); a atuação do solo do Cerrado como depósito ou fonte de carbono (Corazza et al., 1999); a qualidade do solo (Freitas et al., 2012); e a capacidade de infiltração da água (Mendonça et al., 2009).

O correto manejo do solo no Cerrado aliado à preservação de áreas nativas, especialmente às úmidas; à redução do uso da água por irrigação e ao fim do desmatamento (o que temos de terras já desmatas é mais do que suficiente para a produção agrícola, florestal e de proteína animal) podem proteger a economia agrícola dos impactos da mudança climática (Assunção e Chein, 2016; Flach et al., 2021; Heinemann, 2017), e auxiliar na mitigação da vulnerabilidade energética do país (Lucena et al., 2009; Pires et al., 2016). Mais do que a conservação total ou uso extremo dos recursos naturais, especialmente do solo, o melhor é utilizar o conhecimento já adquirido para setorizar e adequar todas as ferramentas de manejo e produção para os desafios que a cada ano se apresentam mais preocupantes, com destaque para as mudanças climáticas causadas pelo uso predatório dos sistemas naturais.

A conservação de áreas com Neossolos Litólicos, Quartzarênicos, Flúvicos e Regolíticos, Cambissolos (salvo para pequenos agricultores), Gleissolos e Organossolos se torna condição mínima necessária para se manter a vazão dos mananciais em períodos de seca, frente aos cenários climáticos mais respeitados. Estes indicam uma duração cada vez maior de estiagem e episódios de ausência de chuva na estação chuvosa (verânicos com mais de 10 dias) se nada mudar em relação ao desmatamento e emissões de gases de efeito estufa.

Na tabela 1, está disposta uma síntese das potencialidades e fragilidades dos principais solos de cada domínio das áreas de Cerrado no estado de Minas Gerais.

Domínios	Solos	Potencialidades	Fragilidades
I. NeossolosLitólicos e Regolíticos com cerrado rupestre.	Neossolos Litólicos e Regolíticos; Cambissolos; afloramento rochoso.	Recarga hídrica; turismo; preservação; uso restrito para agricultura e pastagem em pequena escala.	Solos rasos; relevo montanhoso; pedregosidade e rochosidade; áreas planas com pouco recurso hídrico.
II. Solos Arenosos.	Neossolo Quartzarênico.	Recarga hídrica, especialmente para o semiárido; preservação da vegetação nativa para evitar erosão/desertificação.	Contaminação do lençol; erosão; desertificação; pouca oferta de água; temperatura e déficit hídrico acentuados; erosão generalizada.
III. Chapadões com Latossolos argilosos.	Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelo.	Estrutura física excepcional; boa rede drenagem com vazão abundante; clima favorável; relevo plano.	Redução das áreas úmidas; uso excessivo dos recursos hídricos; falta de áreas de preservação; erosão nas bordas de chapadas.
IV. Solos de rochas pelíticas.	Latossolos e Argissolos; Cambissolos e Neossolos Regolíticos.	Áreas com Latossolos apresentam bom potencial para agricultura; clima favorável em grandes áreas.	Áreas com Cambissolos são muito propensas à erosão; baixa permeabilidade; elevado teor de silte e Al^{3+}; relevo ondulado.
V. Chapadas a Leste.	Latossolos Vermelhos.	Boa estrutura e permeabilidade; solos planos e profundos; mecanização sem restrição.	Clima com acentuado déficit hídrico; cursos de água com baixa vazão nas chapadas; erosão nas bordas.
VI. Solos de textura média.	Latossolos Vermelhos e Vermelho-Amarelos de textura média.	Solos profundos e bem drenados; quando o relevo é favorável, a mecanização é sem restrição.	Solos propensos a erosão; vazão restrita para irrigação em larga escala; menor retenção de água no solo.

Tabela 1. Síntese das potencialidades e fragilidades dos principais solos de cada domínio das áreas de Cerrado de Minas Gerais

REFERÊNCIAS

Amorim TX, Senna MCA, Cataldi M. Impactos do desmatamento progressivo da Amazônia na precipitação do Brasil. Rev Bras Climat. 2019; 24: 151-174.

Assunção J, Chein F. Climate change and agricultural productivity in Brazil: future perspectives. Environ Develop Econ. 2016; 21:581-602.

Avila-Diaz A, Benezoli V, Justino F, Torres R, Wilson A. Assessing current and future trends of climate extremes across Brazil based on reanalyses and earth system model projections. Clim Dynamics. 2020a; 55: 1403-1426.

Avila-Diaz A, Abrahao G, Justino F, Torres R, Wilson A. Extreme climate indices in Brazil: evaluation of downscaled earth system models at high horizontal resolution. Clim Dynamics. 2020b; 54: 5065-5088.

Beuchle R, Grecchi RC, Shimabukuro YE, Seliger R, Eva HD, Sano E, Achard F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. Applied Geogra. 2015; 58:116-127.

Bueno ML, Oliveira-Filho AT, Pantara V, Pott A, Damasceno-Junior GA. Flora arbórea do Cerrado de Mato Grosso do Sul. Iheringia. 2018; 73:53-64.

Butt N, Oliveira PA, Costa MH. Evidence that deforestation affects the onset of the rainy season in Rondônia, Brazil. Jour of Geophysical Res Atm. 2011; 116:1-8.

Carneiro MAC, Souza ED, Reis EF, Pereira HS, Azevedo WR. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. Rev Bras Cienc Solo. 2009; 33: 147-157.

Cianciaruso MV, Batalha MA, Silva IA. Seasonal variation of a hyperseasonal cerrado in Emas National Park, central Brazil. Flora. 2005; 200: 345-353.

Corazza EJ, Silva JE, Resck DVS, Gomes AC. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de cerrado. Rev Bras Cienc Solo. 1999; 23: 425-432.

Costa MH, Pires GF. Effects of Amazon and Central Brazil deforestation scenarios on the duration of the dry season in the arc of deforestation. Inter Jour Climat. 2010; 30:1970-1979.

Debortoli NS, Dubreuil V, Hirota M, Rodrigues-Filho S, Lindoso DP, Nabucet J. Detecting deforestation impacts in Southern Amazonia rainfall using rain gauges. Inter Jour Climat. 2016; 37: 2889-2900.

Debortoli NS, Dubreuil V, Funatsu B, Delahaye F, Oliveira CH, Rodrigues-Filho S, Saito CH, Fetter R. Rainfall patterns in the Southern Amazon: a chronological perspective (1971-2010). Climatic Change. 2015; 132: 251-264.

Eiten G. Vegetação do Cerrado. In: Pinto MN (Org.) Cerrado: Caracterização, Ocupação e Perspectivas. Brasília: Unb/SEMATEC, 2nd ed. 1994; 9-65.

Fearnside PM. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. Conser Biol. 2005; 3:680-688.

Flach R, Abrahão G, Bryant B, Scarabello M, Soterroni AC, Ramos FM, Valin H, Obersteiner M, Cohn AS. Conserving the Cerrado and Amazon biomes of Brazil protects the soy economy from damaging warming. World Development. 2021; 146: 105582.

Freitas DA, Silva MLN, Cardoso EL, Curi N. Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. Rev Cienc Agron. 2012; 43:417-428.

Heinemann AB, Villegas JR, Stone LF, Didonet AD. Climate change determined drought stress profiles in rainfed common bean production systems in Brazil. Agri Forest Met. 2017; 246: 64-77.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais; 2018. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/prodes/. Acesso em: 10 out. 2020.

Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Linder HP, Kessler M. Climatologies at high resolution for the earth’s land surface areas. Scientific data. 2017; 4: 170122.

Khanna J, Medvigy D, Fueglistaler S, Walko R. Regional dry season climate changes due to three decades of Amazonian deforestation. Nat Clim Change. 2017; 7: 200-204.

Leite-Filho AT. Impacts of deforestation on the Southern Amazon rainy season. 77f. Dissertação (Mestrado em Meterologia Aplicada. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2019.

Lucena AFP, Szklo AS, Schaeffer R, Souza RR, Borba MBS, Costa IVL, Pereira-Júnior AO, Cunha SHF. The vulnerability of renewable energy to climate change in Brazil. Energy Policy. 2009; 37: 879-889.

Malhi Y, Roberts JT, Betts RA, Killen TJ, Li W, Nobre C. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science. 2008; 319: 169-172.

Marengo JA. On the Hydrological Cycle of the Amazon Basin: a historical review and current state-of-the-art. Rev Bras de Meteorol. 2006; 21: 1-19.

Medonça LAR, Vásquez JVF, Oliveira JF, Franca RM, Vásquez EMF, Frischkorn H. Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. Eng Sanit. 2009; 14:89-98.

Mendonça RC, Felfil FM, Walter BMT, Silva-Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras, TS, Nogueira PE, Fagg CW. Flora Vascular do Bioma Cerrado - Checklist com 12.356 espécies. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro (Ed.), Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Cerrado-Brasília. 2008; 2: 222-1279.

Minuzzi RB. Flora Vascular do Bioma Cerrado - Checklist com 12.356 espécies. Rev Ceres. 2006; 53: 266-275.

Cambraia-Neto AJ, Rodrigues LN, Silva DD, Althoff D. Impact of climate change on groundwater recharge in a Brazilian Savannah watershed. Theor Appl Climatol. 2021; 143: 1425-1436.

Neves DM, Dexter KG, Pennington RT, Bueno ML, Oliveira-Filho AT. Environmental and historical controls of floristic composition across the South American Dry Diagonal. J Biogeogr. 2015; 42: 1566-1576.

Oliveira PTS, Leite MBL, Mattos T, Nearing MA, Scott RL, Xavier RO, Matos DMS, Wendland E. Groundwater recharge decrease with increased vegetation density in the Brazilian cerrado. Ecohydrology. 2017; 10: 1759.

Oliveira-Filho AT; Ratter JA. Vegetation Physiognomies and Woody Flora of the Cerrado Biome. In: Oliveira OS, Marquis RJ. (Eds.) The Cerrados of Brazil - Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York, 2002; p. 91-120.

Pereira TT, Ker JC, Schaefer CEGR, Barros NF, Neves JCL. Gênese de Latossolos e Cambissolos desenvolvidos de rochas pelíticas do grupo Bambuí - Minas Gerais. Rev Bras Cienc Solo. 2010; 34: 1283/4-1295.

Pires GF, Abrahão GM, Brumatti LM, Oliveira LJC, Costa MH, Liddicoat S, Kato E, Ladle RJ. Increased climate risk in Brazilian double cropping agriculture systems: Implications for land use in Northern Brazil. Agric For Meteorol. 2016; 228: 286-298.

Rao VB, Franchito SH, Santo CME, Gan MA. An update on the rainfall characteristics of Brazil: seasonal variations and trends in 1979–2011. Int J Climatol. 2016; 36: 291-302.

Resende M, Almeida JR. Modelos de predição de perdas de solo: uma ferramenta para manejo e conservação de solo. Informe Agropecuário. 1985; 128: 38-54.

Ribeiro JF, Walter BMT. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (Ed.), Cerrado: ecologia e flora. Embrapa Cerrados-Brasília 2008; 1: 152-212.

Rodrigues JAM, Viola MR, Alvarenga CRM, Chou SC, Oliveira VA, uddameri V, Morais MAV. Climate change impacts under representative concentration pathway scenarios on streamflow and droughts of basins in the Brazilian Cerrado biome. Int J Climatol. 2020; 40: 2511-2526.

Rossato DR, Silva LCR, Sternberg LSL, Franco AC. Do woody and herbaceous species compete for soil water across topographic gradients? Evidence for niche partitioning in a Neotropical savanna. S Afr J Bot. 2014; 91: 14-18.

Satyamurty P, Costa CPW, Manzi AO. Moisture source for the Amazon Basin: a study of contrasting years. Theor Appl Climatol. 2013; 111: 195-209.

Scolforo JR. Volumetria, Peso de Matéria Seca e Carbono. In: Scolforo JR, Mello JM, Oliveira AD, Pereira RM (Ed.) Inventário Florestal de Minas Gerais: Cerrado - florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal. 1 ed. Lavras: UFLA. 2008; p. 361-438.

Silva MM, Ferreira VO. Duração da estação chuvosa e ocorrência de veranicos na Bacia do Rio Paranaíba. Rev Geo. 2015; 29: 100-115.

Silva VBS, Kousky VE. The South American Monsoon System: Climatology and Variability. In: Wang SY, Gillies RR (eds.) Modern Climatology. 1nd ed. Rijeka: InTech, 2012; p. 123-152.

Walter BMT. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas 2006. 389f. Tese (Doutorado em Ecologia). Brasília: Universidade de Brasília.

Wright JS, Worden JR, Yin L. Rainforest-initiated wet season onset over the southern Amazon. PNAS. 2017; 114: 8481-8486.

CAPÍTULO 3

SOLOS E SISTEMAS DE USO E MANEJO EM AMBIENTES DE MONTANHA, MAR DE MORROS E TABULEIROS COSTEIROS

Marcos Gervasio Pereira
Professor Titular do Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), BR 465 km 7, Seropédica (RJ), CEP: 23897-000. E-mail: mgervasiopereira01@gmail.com.

Ademir Fontana
Pesquisador da Embrapa Solos, Avenida Rádio Maia, 830, Vila Popular, Campo Grande (MS), CEP: 79106-550. E-mail:ademir.fontana@embrapa.br.

Júlio César Ribeiro
Pós-doutorando do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo (PPGA-CS) da UFRRJ.E-mail: jcragronomo@gmail.com.

Eduardo Carvalho da Silva Neto
Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo (PPGA-CS) da UFRRJ. E-mail: netocseduardo@gmail.com

Carlos Roberto Pinheiro Junior
Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo (PPGA-CS) da UFRRJ. E-mail: robertojrpinheiro@gmail.com

1. INTRODUÇÃO

Os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo apresentam grande similaridade quanto aos aspectos geológicos, geomorfológicos, climáticos e até mesmo quanto à cobertura vegetal. Consequentemente, observa-se semelhanças quantos aos padrões de distribuição das classes de solos nas paisagens. Os solos e paisagens do estado de Minas Gerais são similares no que tange aos aspectos ambientais, com algumas diferenças relacionadas à configuração geomorfológica. Os ambientes de Montanha e Mar de Morros, são bastante expressivos nos três estados, enquanto, os Tabuleiros Costeiros ocorrem somente no Espírito Santo e Rio de Janeiro, com maior expressão no primeiro.

Observa-se o predomínio de rochas cristalinas ácidas (granitos e gnaisses) do período Pré-Cambriano nos ambientes de Montanha e Mar de Morros, e os Sedimentos Terciários, denominados de Tabuleiros Costeiros, associados ao Grupo Barreiras (sedimentos cauliníticos, predominantemente) e sedimentos Quaternários fluviais e marinhos. Nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, os ambientes montanhosos são expressivos no Sudoeste, enquanto em Minas Gerais, são de maior expressão no Sudeste. Os estados do Espírito Santo e Minas Gerais apresentam grandes extensões do ambiente Mar de Morros, nas regiões centro-sul e noroeste, enquanto, no Rio de Janeiro, elas se concentram em grande parte na região Sudoeste e Noroeste.

Quanto aos Tabuleiros Costeiros, constituem uma extensa faixa sedimentar costeira, posicionada no sentido Norte-Sul, com largura variável (10-160 km), que se estende do estado do Rio de Janeiro ao Amapá, sendo

representados por baixos platôs, onde prevalecem altitudes entre 20 m e 220 m (Ker et al., 2017). Geologicamente, são coincidentes com os sedimentos predominantemente continentais e cenozóicos do Grupo Barreiras, com granulometria variada. No Espírito Santo, eles ocupam praticamente toda faixa litorânea e norte, avançando para o interior e alcançando a divisa com o estado de Minas Gerais. Esse padrão não é verificado para o Rio de Janeiro, cuja região serrana se estende até a costa oceânica no sul do estado.

Por estarem localizados em áreas relevantes para a economia, distribuição demográfica e nos aspectos ambientais, os solos, dessas regiões, têm sido submetidos a diversos ciclos de produção agrícola, levando à degradação por processos erosivos e mesmo o esgotamento nutricional. Diante deste fato, têm sido adotadas formas de utilização e manejos que visem a melhoria das condições produtivas e conservação dos solos nos diferentes ambientes. A partir dessa configuração geomorfológica, são apresentadas as principais variações de solos ao longo dos principais macroambientes (pedoambientes), a saber: Montanha, Mar de Morros e Tabuleiros Costeiros e as diferentes formas de ocupação, bem como as propostas de práticas de manejo conservacionistas para minimizar os processos de degradação a que esses ambientes são submetidos.

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Ambientes de Montanha

As regiões serranas nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro apresentam variações tanto de material de origem dos solos quanto de relevo. Observa-se o predomínio de rochas de caráter ácido (granitos e gnaisses), por vezes com intrusões de rochas básicas (diques de diabásio e gabro), e sedimentos produzidos pelo intemperismo desses materiais. Quanto ao relevo, há uma ampla variação de altitude, declividade e pedoformas, que propiciam a ocorrência de classes de solos com diferenças quanto ao grau de desenvolvimento pedogenético e atributos morfológicos, físicos, químicos e mineralógicos (Figura 1).

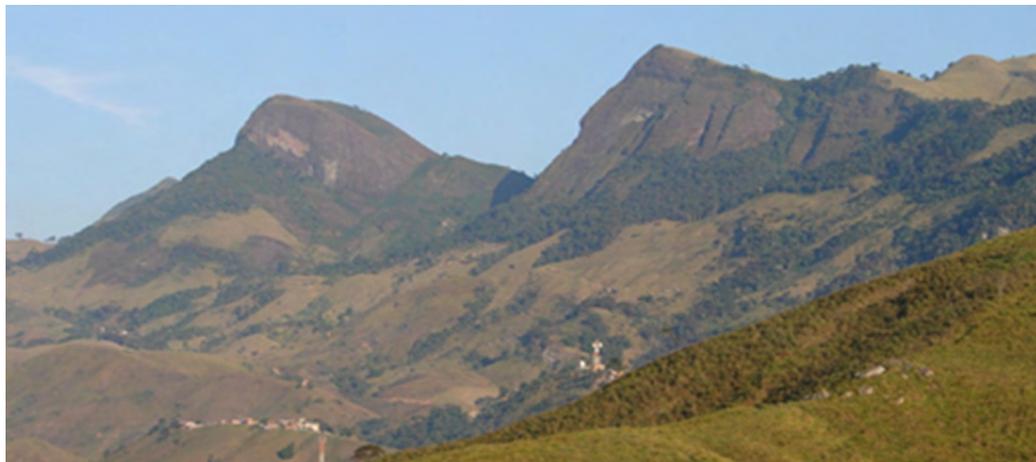



Figura 1. Ambiente de montanha em Nova Friburgo-RJ, região serrana do estado do Rio de Janeiro.

Fonte: Marcos Gervasio Pereira.

Nestes ambientes, são frequentes solos com baixo grau de desenvolvimento pedogenético, relacionados com encostas muito declivosas, como os Neossolos (Litólicos e Regolíticos), que podem apresentar horizontes superficiais de constituição orgânica (horizonte O hístico). Também podem ser verificados Cambissolos, sendo os Háplicos (Figuras 2a e 2b) de maior expressão e os Húmicos e Hísticos, de menor ocorrência. Adicionalmente, em condições de maior altitude, são observados Organossolos Fólicos, com gênese relacionada ao clima frio e úmido desses ambientes. Solos com maior grau de desenvolvimento ocorrem no terço superior das encostas, como os Argissolos Vermelhos-Amarelos. Em encostas com pedoformas côncavas, são observados Argissolos-Amarelos e Vermelhos, e em pedoformas convexas, os Latossolos Amarelos e Vermelho-Amarelos.

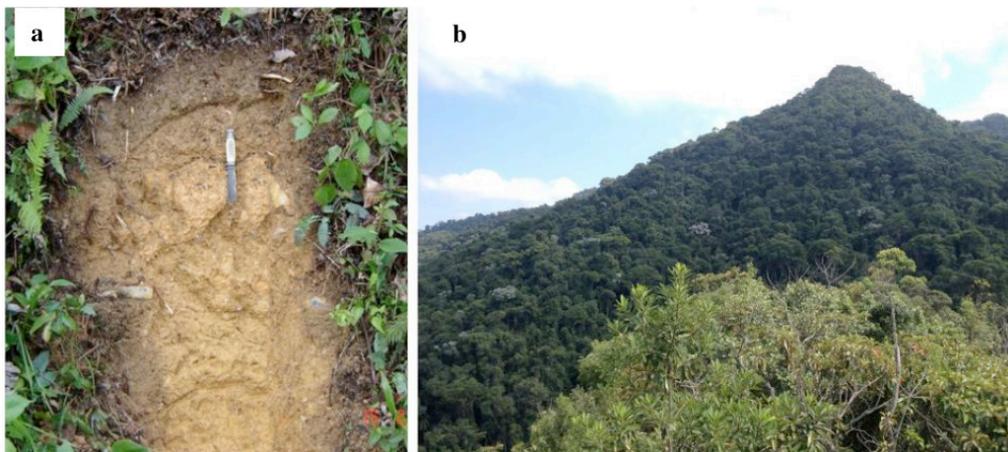



Figura 2. Perfil de Cambissolo Háplico (a) localizado em relevo montanhoso (b), município de Itatiaia-RJ. Fonte: Marcos Gervasio Pereira.

Na região serrana do estado do Rio de Janeiro, verifica-se com frequência solos com baixo grau de desenvolvimento pedogenético nas partes mais altas da encosta, em depósito de tálus, como os Neossolos Litólicos e Cambissolos Húmicos e nas partes mais baixas da encosta, em área de deposição de sedimentos coluvio-aluviais, os Neossolos Flúvicos, como ocorre por exemplo, no município de Bom Jardim-RJ (Figura 3). Neossolos Litólicos e Cambissolos Húmicos também são verificados em condição especial, na base de pontões rochosos, em altitudes superiores a 1.000 m, sob a influência de microclima com baixa temperatura e proteção pelos fragmentos rochosos (Fontana et al., 2017).

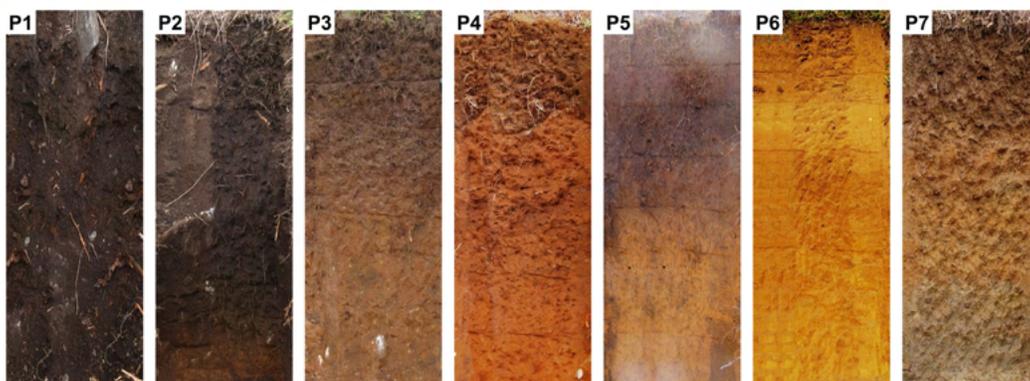



Figura 3. Paisagem e distribuição dos perfis de solo no município de Bom Jardim - RJ. P1: Neossolo Litólico; P2: Cambissolo Húmico; P3: Argissolo Vermelho-Amarelo; P4: Argissolo Vermelho; P5: Latossolo Amarelo; P6: Argissolo Amarelo; P7: Neossolo Flúvico. Fonte: César da Silva Chagas e Ademir Fontana.

Nesta região, são observados solos que apresentam horizonte superficial A húmico de grande espessura, superiores a 2 m (Figuras 4a e 4b), sendo estes horizontes comumente encontrados nas feições convexas na classe dos Latossolos Amarelos. Estudos sobre a formação dos Latossolos com o horizonte A húmico indicam um desenvolvimento poligenético desses solos, sendo portanto, considerados relictuais (Queiroz Neto e Castro, 1974; Lepsch e Buol, 1988; Buol e Eswaram, 1999; Calegari, 2008). Em estudo com os horizontes, A húmicos de diversas regiões do Brasil, Calegari (2008) concluiu que este horizonte se desenvolveu em condições mais secas e frias no Holoceno, quando teria começado o acúmulo de matéria orgânica e o processo de melanização, juntamente com

a fauna ativa do solo, contribuindo para a redistribuição e homogeneização de materiais orgânicos ao longo do perfil. Ainda, a mesma autora relata indícios de grande parte dos perfis estudados com descontinuidade litológica entre os horizontes A e B.

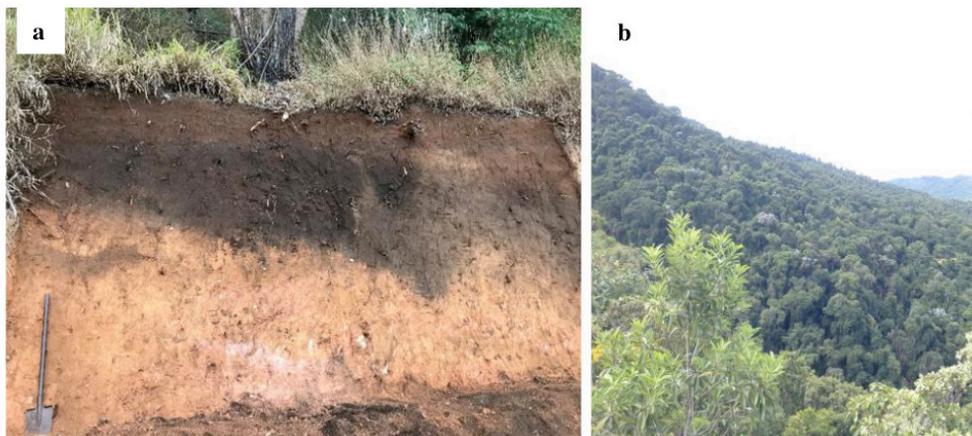



Figura 4. Perfil de Latossolo Amarelo com horizonte A húmico (solo relictual) (a) localizado em área de relevo montanhoso (b) na localidade da Fazenda Rio Grande, município de Nova Friburgo, RJ. Fonte: Ademir Fontana e Marcos Gervasio Pereira.

A ocorrência de Latossolos na atual paisagem com declividade significativa marca a resiliência desses solos e sua forte associação com o acentuado desenvolvimento dos horizontes superficiais e da estrutura do perfil como um todo. Na superfície de ocorrência, destaca-se a forma do relevo convexo, como fator que influencia na divergência das linhas de drenagem, minimizando a ação erosiva das águas superficiais (Fontana et al., 2017). Chagas (2006) mostrou a influência da curvatura no grau de intemperismo dos solos, com os solos mais desenvolvidos, ocupando sempre as encostas com curvatura convexa, semelhante à verificada por Fontana et al. (2017).

No estado do Espírito Santo, os ambientes de montanha também apresentam variações nos atributos dos perfis em função da variação topográfica e altitudinal. Em estudo sobre topossequências em ambientes altomontanos, Silva-Neto (2018) relata a ocorrência de Organossolos Fólicos no terço superior na encosta, Cambissolo Húmico em terço médio superior, Organossolo Fólico no terço médio inferior, e Latossolo com horizonte A húmico no terço inferior (Figura 5). O autor relata que a gênese de Organossolos Fólicos é relacionada a pedoformas convexas formando horizontes hísticos em condições de drenagem livre (horizonte O hístico).

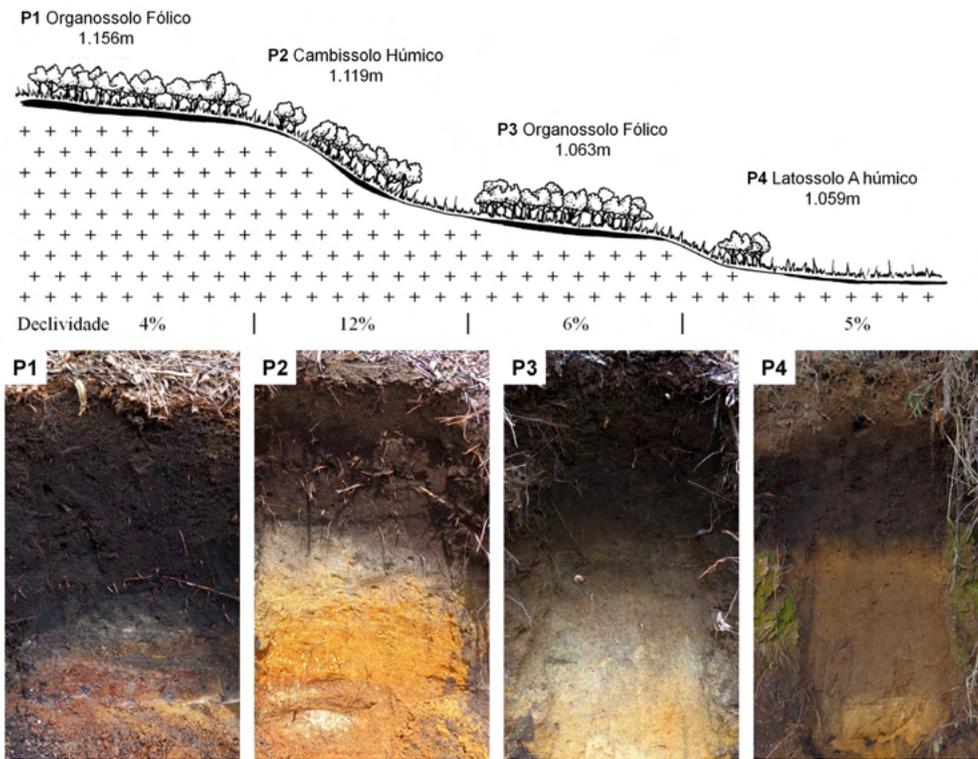



Figura 5. Perfis de solo em ambiente de montanha no município de Santa Maria de Jetibá - ES. (P1) Organossolo Fólico; (P2) Cambissolo Húmico; (P3) Organossolo Fólico; e (P4) Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico húmico. Fonte: Silva-Neto (2018).

A formação de horizontes de constituição orgânica nos Organossolos Fólicos está relacionada ao clima úmido e frio que ocorre durante grande parte do ano nos ambientes altomontanos. Essas condições proporcionam o acúmulo de material orgânico, devido à redução da atividade metabólica dos microrganismos do solo, desfavorecendo a decomposição de serrapilheira, que se acumula formando espessas camadas orgânicas (Silva-Neto, 2018). A erosão atua como promotora do rejuvenescimento dos solos nesses ambientes, devido ao relevo mais íngreme e convexidade das pedoformas, o que certamente dificulta o espessamento dos horizontes pedogenéticos. Nas partes mais baixas das vertentes, em áreas mais planas, Latossolos com horizonte A húmico, destacam-se pela maior espessura e atributos morfológicos que refletem a maior complexidade pedogenética. Nesse sentido, são importantes recursos para interpretações paleoambientais, já suas características podem preservar indícios sobre o clima que atuou sobre esses solos em períodos geológicos pretéritos (Calegari, 2008).

No estado de Minas Gerais, os solos também apresentam variações nas características em função das condições de relevo, clima e vegetação. Em um estudo

no município de Lima Duarte-MG, em ambientes altomontanos na Serra da Mantiqueira, Parque Estadual do Ibitipoca, sob a litologia do quartzito, Benites et al. (2003) observaram solos com baixo grau de pedogênese, tais como os Cambissolos Húmicos e Háplicos e os Neossolos Quartzarênicos e Litólicos. Os atributos morfológicos observados são característicos de solos pouco desenvolvidos cuja gênese se encontra estreitamente associada ao material de origem, rico em quartzo, sob ambiente e clima altomontanos, dando origem a solos arenosos com horizontes superficiais escurecidos devido ao acúmulo de matéria orgânica. Todos estes solos têm em comum baixos teores de nutrientes, elevados teores de alumínio trocável e a cor escura nos horizontes superficiais, causada pelo acúmulo de matéria orgânica. A baixa fertilidade natural observada se deve à elevada perda que o sistema é submetido por lixiviação proporcionada pelo relevo movimentado, à pouca espessura do *solum* e em decorrência da textura predominantemente arenosa.

Com relação ao uso e manejo dos solos, os ambientes de montanha conduzem a importância do cenário agrícola do estado do Rio de Janeiro, em grande parte, devido ao clima com baixas temperaturas. A região conta com atividades agrícolas, como floricultura e cultivo de frutíferas adaptadas a condições de clima frio, e espécies de olerícolas exigentes em temperaturas baixas no inverno e amenas no verão, tais como: couve-flor, brócolis, repolho, tomate, pimentão, ervilha, feijão-vagem, coentro, salsa, alface, beterraba e cenoura (Emater-RJ, 2018). Há mais de 50 anos, os solos da região serrana fluminense vêm sendo utilizados para o cultivo intensivo de oleráceas. A agricultura, nessa região, ocupa além das restritas planícies fluviais, as baixas e médias vertentes declivosas do domínio montanhoso (Figuras 6a e 6b e 7a e 7b).

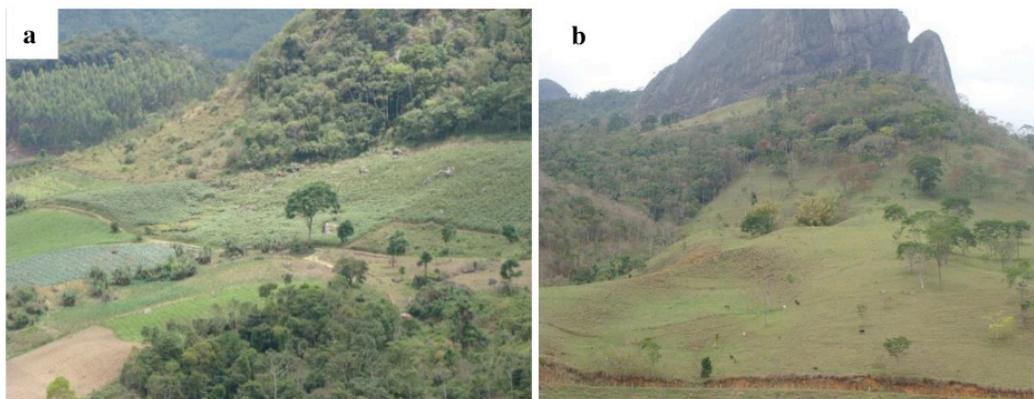



Figura 6. Padrões de uso do solo na região da serrana no estado do Rio de Janeiro, a saber: olericultura (a) e pastagem (b). Fotos: César da Silva Chagas.

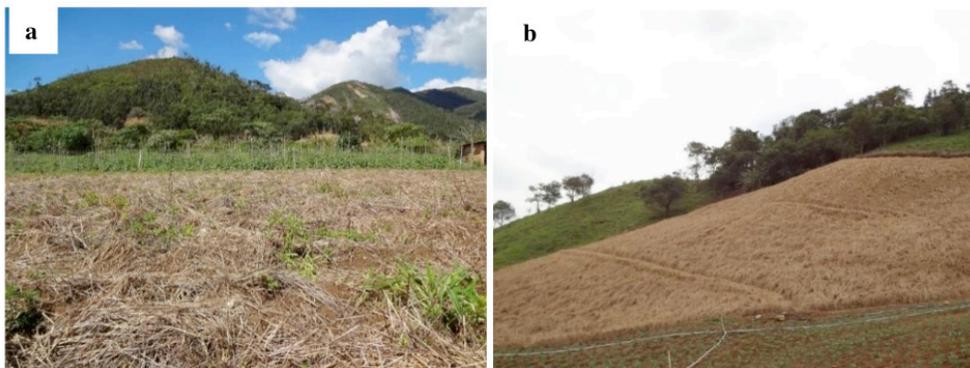



Figura 7. Padrões e usos com manejo conservacionista do solo na região da serrana no estado do Rio de Janeiro, a saber: sistema de plantio direto (a) e cultivo em nível (b). Fotos: Ademir Fontana.

No estado do Espírito Santo, os ambientes de montanha vêm sendo utilizados para o cultivo de olerícolas que abastecem as regiões metropolitanas do estado. As unidades produtivas com predomínio de agricultores familiares tendem à especialização em determinadas culturas, variando-as de acordo com as estações do ano, em função de suas exigências climáticas e da relação oferta/demanda do mercado da capital. Na região, também vem sendo implantada fruticultura de clima temperado, com plantios, por exemplo, de abacate. No entanto, pastagens degradadas utilizadas para pecuária extensiva, assim como extensas áreas com plantios de café arábica continuam a ocupar os solos do relevo montanhoso (IBGE, 2021).

Não muito diferente do Rio de Janeiro e Espírito Santo, nos ambientes de montanha do estado de Minas Gerais, somente nas últimas décadas, com o apoio de empresas de pesquisa e assistência técnica, a agricultura foi sendo reestabelecida com a inserção de novos sistemas de cultivo e manejo agrícola. Atualmente, a região abriga dentre outros cultivos, o café arábica, olerícolas e fruticultura de clima temperado, tendo dentre as principais espécies cultivadas o pêssego, ameixa, nectarina, maçã, figo, pera, marmelo, abacate e uva, além do cultivo de frutas vermelhas como framboesas, cerejas, amoras pretas, morangos e mirtilo (Figuras 8a e 8b). Outra cultura, que vem sendo implantada com sucesso na última década, é a oliveira para produção de azeitonas, principalmente, para a extração de azeite.

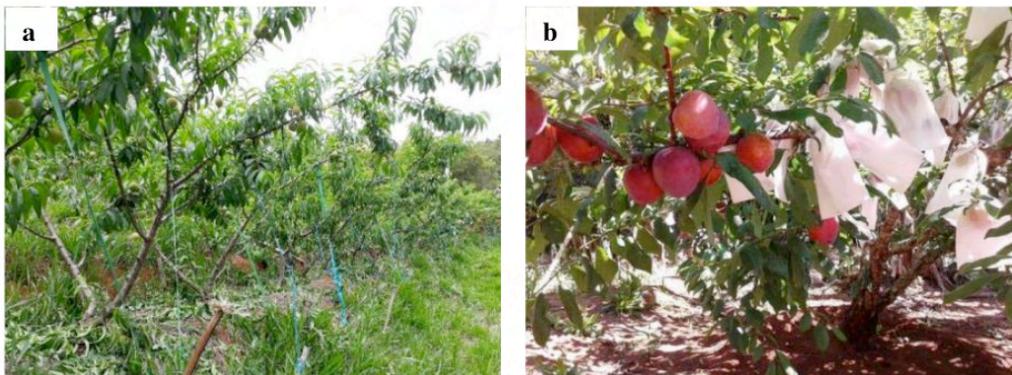



Figura 8. Área com cultivo de ameixa em Virgínia-MG, pomar (a) e (b) ameixeira em produção. Fotos: Luciano Rodrigues Coelho.

2.2 Ambiente de Mar de Morros

Este ambiente engloba morros e colinas de média variação altitudinal e áreas de várzeas (Figura 9). Quanto aos solos de maior expressão, são observados: i) Latossolos Vermelho-Amarelo e Amarelos, que são profundos e apresentam uma maior homogeneidade quanto aos seus atributos edáficos em profundidade, localizados nas partes altas e planas; ii) Cambissolos Háplicos, mais rasos devido à maior remoção de material pela erosão hídrica, normalmente localizados nas encostas mais declivosas, onde também podem ser observados Neossolos Litólicos e Regolíticos; iii) Argissolos Vermelho-Amarelos e Amarelos, nos quais são observados maiores teores de areia na superfície e aumento do conteúdo de argila em profundidade (propiciando a formação de um gradiente textural); iv) Gleissolos Háplicos, pouco profundos e que ocupam as depressões ou várzeas mais planas e com maior influência do lençol freático (Anjos et al., 1998; Santos et al., 2010).

Figura 9. Paisagem geral de “Mares de Morro” com colinas e morros nas partes mais elevadas e áreas de várzea/baixada plana, estado do Rio de Janeiro. Foto: Marcos Gervasio Pereira.

Nesse ambiente, em um estudo realizado por Santos et al. (2010), em uma topossequência sob muscovita-biotita gnaisse no município de Pinheiral-RJ, Cambissolos Háplicos foram verificados no topo e no terço médio e, Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos no terço superior; enquanto os Argissolos Amarelos Eutróficos e Gleissolos Háplicos Distróficos foram observados, respectivamente, no terço inferior e em ambiente de várzea (Figura 10).

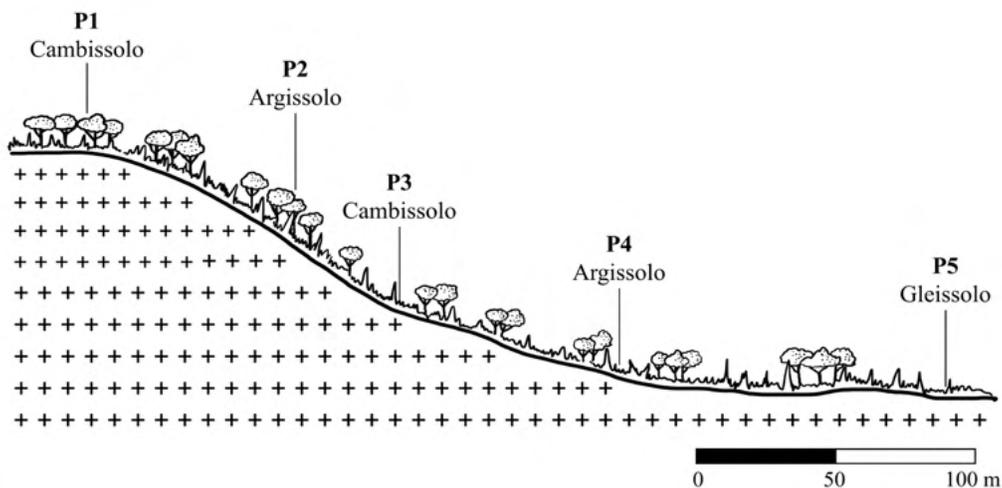



Figura 10. Perfil topográfico e classes de solo no médio Vale do Paraíba do Sul-RJ. Modificado de Santos et al. (2010).

Em outra paisagem no município de São José de Ubá, no Noroeste do estado do Rio de Janeiro, é possível observar o compartimento de Montanha, contemplado pelos Alinhamentos Serranos e Mar de Morros. Nos Alinhamentos Serranos, em relevo montanhoso e escarpado, independente da litologia são identificados Neossolos Litólicos, enquanto, nas áreas de relevo ondulado, forte ondulado e montanhoso os Cambissolos Háplicos, Argissolos Vermelho-Amarelos e Vermelhos (Chagas et al., 2013). Ocorrem, no ambiente de Mar de Morros, os Argissolos Amarelos, em maior expressão, nas áreas de relevo suave ondulado e os Vermelho-Amarelos e Vermelhos no relevo ondulado, forte ondulado e montanhoso. Com exceção do Argissolo Vermelho-Amarelo, todos os solos são eutróficos e os Argissolos, de maneira geral, apresentam características intermediárias para Latossolos (latossólicos) ou com o caráter abrúptico. Na área de baixada, formados a partir de sedimentos colúvio-aluvionares, ocorrem os Gleissolos Háplicos (alguns com caráter solódico) e os Planossolos Háplicos.

Na zona da Mata Mineira, na região da Serra de Guiricema, no estado de Minas Gerais ocorre o Latossolo Vermelho-Amarelo no topo, sobre gnaisse (Figura 11 a e b)

(Nunes et al., 2001). Os demais solos sobre anfibolitos, como os Chernossolos Argilúvicos Órticos e Vertissolos, ocupam áreas de ravinas fechadas e estreitas no terço médio de encostas em relevo montanhoso, enquanto Nitossolos Vermelhos são observados em cotas menores no topo de colina (Nunes et al., 2001).

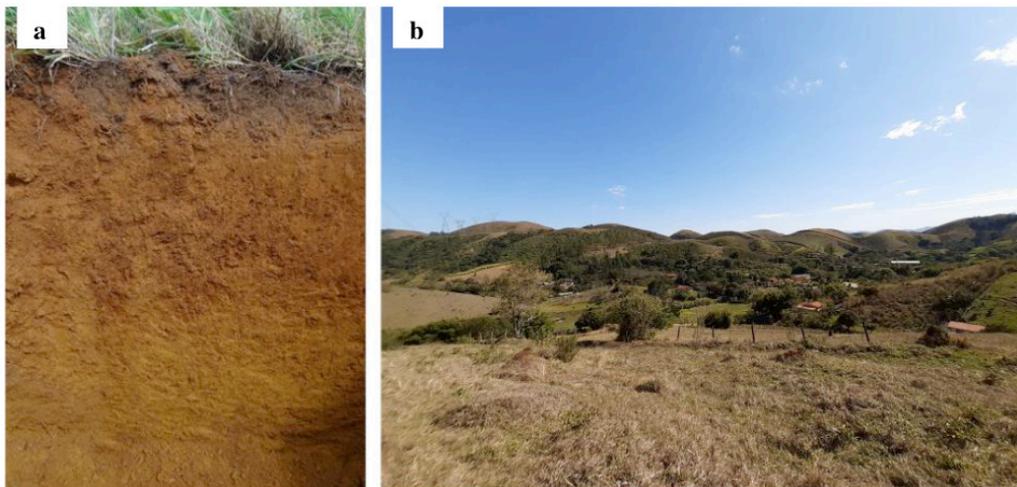



Figura 11. Perfil de Latossolo Vermelho-Amarelo (a) em ambiente de Mar de Morros (b) no município de Coronel Pacheco-MG. Fotos: Ademir Fontana.

Em uma topolitossequência localizada na Depressão de Ponte Nova-MG, Nunes et al. (2001) relatam a ocorrência de Latossolos Vermelho-Amarelos formados a partir de gnaisses mesocráticos sob amplo topo de elevação e, Nitossolos Vermelhos e Chernossolos Argilúvicos Órticos em anfibolitos no terço inferior de encosta. Já os Argissolos Vermelho-Amarelos e Gleissolos foram observados em terraço amplo e no leito maior, enquanto os Neossolos Flúvicos ocorrem na várzea.

No estado do Rio de Janeiro, o ambiente de Mar de Morros é ocupado com cultivo de oleráceas, fruticultura de clima tropical (limão, tangerina, banana, goiaba, caqui e maracujá), milho, plantios de espécies florestais, áreas com café arábica, e cana-de-açúcar, além de pastagens destinadas a pecuária extensiva, sendo muitas destas conduzidas com superpastejo, que propicia baixa cobertura do solo (Figuras 12a; 12b) (Emater-RJ, 2018).

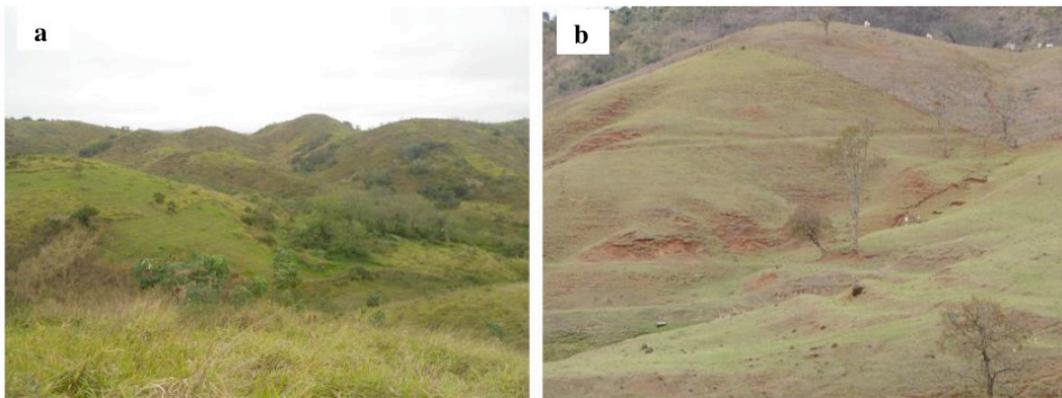



Figura 12. Paisagem com uso em pecuária extensiva (a) como forma principal de exploração dos solos e processos erosivos (b) na região Noroeste do estado do Rio de Janeiro. Fotos: Marcos Gervasio Pereira.

No estado do Espírito Santo, os ambientes de Mar de Morros são cultivados principalmente com plantios de café, oleráceas, banana, e limão, além da presença de pastagens degradadas. Nesse ambiente, também são observados plantios de seringueiras, cacau e eucalipto, além de pimenta-do-reino, que, especialmente na última década, passou a receber fortes estímulos para seu cultivo (IBGE, 2021).

Em Minas Gerais, o panorama de cultivo no ambiente de Mar de Morros não é muito distinto do observado nos outros estados, ocorrendo a presença de plantios de olerícolas, milho, feijão, assim como de cultivos florestais de eucalipto, fruticultura de clima temperado, cana-de-açúcar, café arábica por extensas áreas, e a presença de pastagens. A cafeicultura de montanha, especialmente em Minas Gerais e Espírito Santo, tornou-se sinônimo de qualidade nas últimas décadas, principalmente em decorrência dos aspectos conservacionistas dos manejos adotados pelos produtores, sendo possível produzir cafés especiais de elevada qualidade, certificados e reconhecidos internacionalmente.

Com foco em sistemas integrados, a região tem grande potencial de aplicação para sistemas como Integração Lavoura Pecuária (ILP) e Integração Pastagem Floresta (IPF), que inclusive já vem sendo desenvolvida e praticada na zona da Mata Mineira (Figura 13a) com pastagens para gado leiteiro nas encostas e baixadas com lavouras anuais de grãos e silagem (Figura 13b).

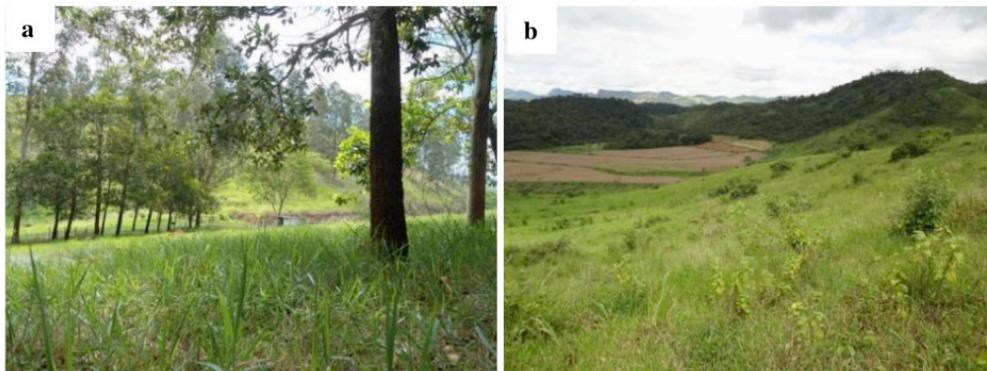



Figura 13. (a) Paisagem com uso em sistema IPF na Embrapa Gado de Leite no município de Coronel Pacheco, região da zona da Mata, MG; (b) Paisagem com uso em pastagem (encosta) e lavoura (baixada), como forma principal de exploração dos solos na região da zona da Mata-MG. Fotos: Ademir Fontana.

2.3 Tabuleiros Costeiros

Os Tabuleiros Costeiros apresentam feição característica de topografia tabular (relevo suave ondulado e topo plano) dissecadas por vales por vezes profundos, que se distribuem como faixa litorânea e parte da faixa sublitorânea. Os principais solos associados a essas feições são os Argissolos e Latossolos, ambos Amarelos, formados por sedimentos cauliníticos do Grupo Barreiras composta por sedimentos areno-argilosos. Já a costa é composta por sedimentos arenosos flúvio-marinhos, e configuram muitas vezes situações concordantes e/ou diferenças marcadas em linha de falésia.

No Espírito Santo, na porção Norte/Nordeste dos Tabuleiros Costeiros são observados como principal forma de uso, as pastagens (Figura 14a), plantio de eucalipto (Figura 14b), café conilon, mamão, coco, cacau, cana-de-açúcar e pimenta-do-reino, enquanto na região Centro-Sul são verificados plantios de café arábica, cana-de-açúcar, banana, e silvicultura com eucalipto, além da presença de pastagens (IBGE, 2021). Na porção dos Tabuleiros Costeiros que abrange o estado do Rio de Janeiro, são cultivados principalmente abacaxi, coco verde, mandioca, batata doce, inhame e cana-de-açúcar (Figura 15a) (Emater-RJ, 2018). Recentemente, observa-se a maior expressão de sistemas integrados, principalmente sistemas agroflorestais, constituído com café conilon e pimenta-do-reino com a seringueira ou outras combinações diversas (Figura 15b, 15c).

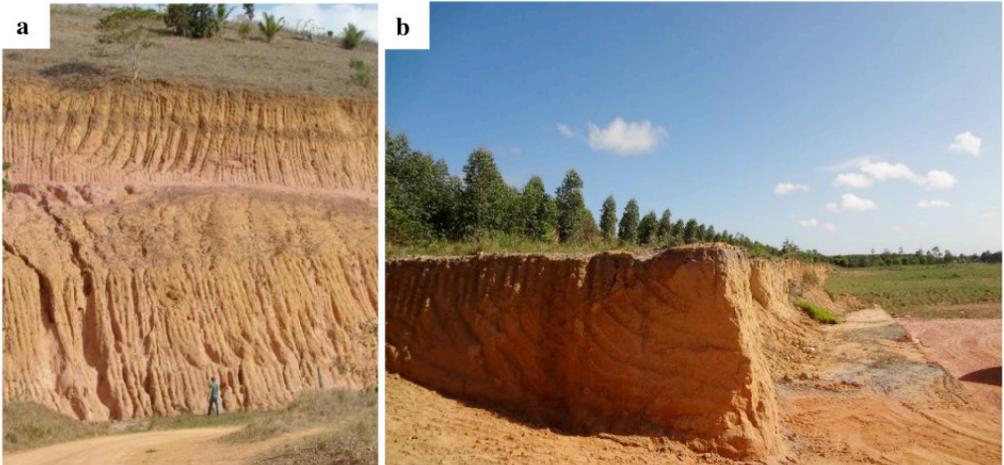



Figura 14. (a) Visão da paisagem predominante no Norte do estado do Espírito Santo com pastagem extensiva, (b) Visão da paisagem e perfil de solo com cultivo de eucalipto predominante no estado do Espírito Santo. Fotos: Ademir Fontana.

Figura 15. (a) Visão da paisagem e perfil de solo com o cultivo de cana-de-açúcar predominante no Rio de Janeiro. (b) Uso e manejo de forma integrada e (c) com cobertura permanente com roçada da vegetação entre linhas em café no Espírito Santo. Fotos: Marcos Gervasio Pereira e Ademir Fontana.

2.4 *Conservação e manejo integrado nos diferentes ambientes*

A conservação do solo, nos ambientes de Montanha, Mar de Morros e Tabuleiros Costeiros é uma das principais medidas que devem ser adotadas para que seja evitada e/ou atenuada a degradação do solo, com especial destaque para os processos erosivos que tendem a se acentuar quando essas áreas são submetidas aos cultivos. A conservação dos solos está diretamente associada às práticas que buscam a manutenção dos recursos naturais através do manejo integrado do solo, da água e biodiversidade, viabilizando a sustentabilidade dos sistemas de produção nos diferentes ambientes.

No entanto, o manejo e conservação do solo devem sempre levar em consideração o potencial produtivo do solo com base em suas características químicas, físicas e biológicas, possibilitando boa produtividade e manutenção de sua qualidade (Ribeiro et al., 2019). Neste contexto, o sucesso da agricultura, nesses ambientes, depende do entendimento de suas limitações naturais pelos agricultores, aliado a compreensão das características socioeconômicas e dos processos históricos de uso e ocupação do solo em cada região. Deste modo, o manejo deve sempre conciliar produção e conservação ambiental, quesitos imprescindíveis para a sustentabilidade econômica da agricultura (Drugowich, 2014; Silva et al., 2018).

As práticas de conservação que proporcionam menor impacto nesses ambientes, podem ser de caráter edáfico, vegetativo ou mecânico (Macedo et al., 2009; Drugowich, 2014). As práticas de caráter edáfico referem-se ao controle de erosão através de manejos que garantam o adequado crescimento da vegetação, ou seja, aquelas que visam à manutenção e/ou melhoria de sua fertilidade, podendo ressaltar a – *aptidão agrícola* das terras, uso das terras de acordo com suas características e potencialidades para cultivos mais aptos, variando de acordo com as limitações locais; – *rotação de culturas,* que consiste no plantio de diferentes espécies a cada ciclo de cultivo; – *preparo reduzido* realizado somente das linhas de plantio, com o objetivo de diminuir a mobilização do solo, resultando em menor revolvimento e incorporação de resíduos vegetais favorecendo a redução dos processos erosivos; – *cultivo mínimo*, sendo realizado menor revolvimento do solo e consequentemente diminuição da possibilidade de compactação, com mínimo de maquinário agrícola sobre o solo; – *rotação de culturas*, que consiste no plantio de diferentes espécies a cada ciclo de cultivo; – *pousio* que deve ser adotado, visando um "descanso" do solo de forma a permitir que ocorra uma sucessão secundária e recuperação do solo pela introdução natural da diversidade do solo; e o – *uso racional de agroquímicos*, objetivando a manutenção da qualidade do agroecossistema sem contaminações.

As práticas de caráter vegetativo utilizam a vegetação para fornecer maior proteção do solo contra os processos erosivos. Destacam-se a – *cobertura do solo*, com uso de plantas forrageiras ou leguminosas (conhecidas como adubo verde) que proporcionam a adição de matéria orgânica no solo, por sua vez, condicionando melhorias nas

características químicas, físicas e biológicas do solo ao longo do tempo; – *quebra-ventos*, que são barreiras formadas por arbustos ou árvores que reduzem a velocidade dos ventos, mantendo a umidade do sistema e evitando a dispersão de pragas e doenças por meio do vento; – *cordões vegetados,* utilizados geralmente nas bordas do terraço com a finalidade de reduzir o escoamento superficial, favorecendo a infiltração de água; e a – *diversificação dos cultivos,* que tem como objetivo o enriquecimento principalmente do componente biológico do solo, além da redução da incidência do ataque de pragas e doenças.

As práticas de caráter mecânico requerem o uso de máquinas, tanto para a construção de obstáculos, visando o controle da erosão para a mobilização do solo e plantio. Pode-se citar o – *terraceamento*, que consiste na construção de terraços através do parcelamento de rampas niveladas ou com desnível dimensionado, visando à redução de enxurradas e aumento da infiltração da água; – *canais escoadouros vegetados*, que são canais com dimensões adequadas e com a presença de vegetação, que auxiliam no direcionamento e infiltração de águas pluviais; – *bacias de contenção* que proporcionam o armazenamento de águas de enxurradas, favorecendo sua infiltração no solo; – *plantio direto* que representa o plantio diretamente na palhada sob o solo, reduzindo o escoamento superficial de água, além de favorecer manutenção da temperatura e a atividade da fauna do solo; e o – *plantio em nível* que permite a redução do escoamento superficial, melhorando a infiltração de água de chuva ou irrigação.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

Historicamente, os solos dos ambientes de Montanha, Mar de Morros e Tabuleiros Costeiros foram submetidos à diferentes ciclos econômicos de exploração, perdendo grande parte da sua cobertura vegetal original, a Mata Atlântica. Hoje, apresentam grande importância econômica e social, com grandes concentrações urbanas (centros consumidores), diversidade de exploração agrícola e ampla estrutura de transporte rodoviário. Assim, informações pedológicas detalhadas dessas áreas, como da ocorrência de solos nas diferentes paisagens, são muito importantes nas considerações referentes à capacidade de uso da terra.

Apesar de apresentarem certas similaridades quanto as suas características edafoclimáticas, os estados do Espírito Santo, Rio de Janeiro e Minas Gerais possuem variações observadas entre esses ambientes são significativas em proporcionam diferenças quanto ao potencial de uso das terras. A degradação do solo pela erosão representa a principal ameaça para essas áreas de produção agrícola. Desse modo, a adoção de sistemas de manejo integrado do solo, que aliem conservação com produção, é essencial para a sustentabilidade das atividades nas diferentes regiões produtoras.

REFERÊNCIAS

Anjos LHC, Fernandes MR, Pereira MG, Franzmeier DP. Landscape and pedogenesis of an Oxisol-Inceptisol-Ultisol sequence in Southeastern Brazil. Soil Sci Soc Am J. 1998; 62:1651-1658.

Benites VM, Caiafa AN, Mendonça ES, Schaefer CERG, Ker JC. Solos e vegetação nos Complexos Rupestres de Altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. FLORAM. 2003; 20.

Buol SW, Eswaran H. Oxisols**.** Adv Agron. 1999; 68:151-95.

Calegari MR. Ocorrência e significado paleoambiental do Horizonte A húmico em Latossolos. 257f. 2008. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz".

Chagas CS. Mapeamento digital de solos por correlação ambiental e redes neurais em uma bacia hidrográfica no domínio de Mar de Morros. 221f. 2006. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas). Viçosa: Universidade Federal de Viçosa.

Chagas CS, Fernandes-Filho EI, Bhering SB. Relação entre atributos do terreno, material de origem e solos em uma área no noroeste do estado do Rio de Janeiro. Soc Nat. 2013; 25: 147-162.

Drugowich MI. Boas Práticas em Conservação do Solo e da Água. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral - CATI. Comissão Técnica de Conservação do Solo. 2014. Campinas, 38p. (Manual Técnico 81).

Emater-RJ. Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Rio de Janeiro. Secretaria de Agricultura e Pecuária do estado do Rio de Janeiro. Acompanhamento Sistemático da Produção Agrícola– ASPA. 2018. Disponível em: <http://www.emater.rj.gov.br/areaTecnica/cult2018.pdf>.

Fontana A, Chagas CS, Donagemma GK, Menezes AR, Calderano Filho B. Soils developed on geomorphic surfaces in the mountain region of the State of Rio de Janeiro. Rev Bras Cienc Solo. 2017; 41: 1-17.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. IBGE. Sistema de Recuperação Automática - SIDRA. 2021. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br.

Ker JC, Schaefer CE, Romero RE, Corrêa MM. Solos dos Tabuleiros Costeiros. In: Curi N, Ker JC, Novais RF, Vidal-Torrado P, Schaefer CE. (Ed.) Pedologia, Solos dos Biomas Brasileiros. 1ª**.** Ed. Viçosa. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2017. 597p.

Lepsh IF, Buol SW. Oxisol-landscape relationship in Brazil. In: Proceedings of the 8th International Soil Classification Workshop; Campinas; 1988. Rio de Janeiro: Embrapa, SNLCS; University of Puerto Rico. 1988;174-89.

Macedo JR, Capeche CL, Melo AS. Recomendação de manejo e conservação de solo e água. Niterói: Programa Rio Rural, (Manual Técnico 20). 2009. 45 p.

Nunes WAGA, Ker JC, Schaefer CEGR, Fernandes Filho EI, Gomes FH. Relação solo-paisagem-material de origem e gênese de alguns solos no domínio do "Mar de Morros", Minas Gerais. Rev Bras Cien Solo. 2001; 25: 341-354.

Queiroz Neto JP, Castro SS. Formações superficiais e Latossolo Vermelho-Amarelo húmico na área de Bragança Paulista, estado de São Paulo, Brasil. In: Anais 18° Congresso Brasileiro de Geologia. Porto Alegre. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Geologia.1974 p.65-83.

Ribeiro JC, Anjos LHC, Pereira MG. Aptidão e capacidade de uso das terras do Vale do Paraíba Paulista para o cultivo de *Tectona grandis* L. Agrarian. 2019; 12: 182-195.

Santos, AC, Pereira MG, Anjos LHC, Bernini TA, Cooper M, Nummer AR, Francelino MR. Gênese e classificação de solos numa topossequência no ambiente de Mar de Morros do médio Vale do Paraíba do Sul, RJ. Rev Bras Cienc Solo. 2010; 34:1297-1314.

Silva MHM, Frantz RMG, Santos EFO, J**únior** AVF, Artner KAR, Soares, ER, Nogueira AE. Qualidade estrutural do solo em função do manejo em sistema integrado de produção agropecuária. RAGROS. 2018; 10: 99-104.

Silva Neto EC. Fitólitos como Registros Paleoambientais em Solos de Ambientes Altomontanos no Estado do Espírito Santo. 89f. 2018. Dissertação (Mestrado em Agronomia - Ciência do Solo). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

CAPÍTULO 4

MANEJO DO SOLO PARA A SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

Wanderlei Bieluczyk
Professor colaborador III no Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. E-mail: wanderleibieluczyk@gmail.com.

João de Andrade Bonetti
Professor adjunto/colaborador na Universidade Estadual de Maringá. E-mail: agro.bonetti@gmail.com.

Luiz Gustavo de Oliveira Denardin
Pesquisador associado na Universidade Federal de Rondonópolis. E-mail: luizgdenardin@gmail.com.

Gabriela Castro Pires
Doutoranda em Agronomia, Universidade Federal do Paraná. E-mail:gabrielacpires@outlook.com.

Alberto Carlos de Campos Bernardi
Pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste. E-mail: alberto.bernardi@embrapa.br.

José Ricardo Macedo Pezzopane
Pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste. E-mail: jose.pezzopane@embrapa.br.

Paulo César de Faccio Carvalho
Professor titular da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. E-mail: paulocfc@ufrgs.br.

Edicarlos Damacena de Souza
Professor associado I da Universidade Federal de Rondonópolis. E-mail: edicarlos@ufr.edu.br.

1 . INTRODUÇÃO

Os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPA) são estratégias promissoras para intensificar a produção por meio de atividades que estão na porção intermediária entre a agricultura orgânica e a intensiva/especializada (Bonaudo et al., 2014; Moraes et al., 2019), os quais devem ser planejados de forma que possibilitem interações sinérgicas entre o solo, as plantas e os animais (Lemaire et al., 2014). Recentemente, os SIPA têm sido apontados como essenciais para enfrentar a insegurança alimentar e energética (Sá et al., 2017; Bieluczyk et al., 2020) e adicionalmente, poupar áreas de vegetação nativa para o armazenamento do carbono e da biodiversidade (Garrett et al., 2018). Pesquisas em SIPA têm crescido exponencialmente no Brasil, sendo que estes estudos predominantemente demonstram que integrar, culturas agrícolas como pastagens e/ou árvores no espaço ou no tempo têm melhorado a eficiencia de uso da terra e dos recursos naturais (Salton et al., 2014; Moraes et al., 2018).

Diante das inúmeras possibilidades nos arranjos espaço-temporais entre culturas agrícolas, pastagens e árvores, e devido às pesquisas relacionadas ao tema serem recentes, diversas nomenclaturas para tais possibilidades têm surgido. Neste capítulo discutiremos algumas razões pelas quais a inserção do componente animal é essencial para obter sucesso nesses sistemas de integração. O termo "Sistema Integrado de Produção Agropecuária" tem sido

adotado pela FAO (Carvalho et al., 2014). No Brasil, os sistemas integrados com a presença do animal são conhecidos como Integração Lavoura-Pecuária (ILP), Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Integração Pecuária-Floresta (IPF) (Balbino et al., 2011). Ao longo do capítulo utilizaremos o termo SIPA por questão de padronização e por englobar todas as modalidades de integração com a presença obrigatória do componente animal.

A atividade pecuária, aliada à diversificação no cultivo de plantas (culturas anuais e pastagens), otimiza a ciclagem biogeoquímica, aprimorando o manejo de resíduos animais e vegetais e, construindo uma resiliência biológica no sistema (Garrett et al., 2020). A modalidade de SIPA mais estudada e implementada, tanto no clima subtropical quanto no tropical, é a composta pelo cultivo de culturas anuais, geralmente na safra, com pasto na sucessão e pastejo por bovinos de corte (Moraes et al., 2014). Um dos arranjos mais comuns no clima tropical brasileiro é a produção de soja na safra, milho safrinha consorciado com gramíneas forrageiras (*e.g.,* braquiária), e o pastejo por bovinos após a colheita da lavoura (Moraes et al., 2018). Entretanto, há muitas possibilidades para os arranjos espaço-temporais na integração entre a lavoura e a pecuária, ajustados de acordo com as condições edafoclimáticas regionais, como será abordado no item 1.3 deste capítulo.

Nas últimas décadas, novos arranjos em SIPA foram estudados e aprimorados, com a inserção de árvores na integração com pastagens e culturas anuais. Dentre os diversos benefícios, as árvores constituem um investimento para retorno econômico de médio a longo prazo, além de comporem uma das principais estratégias ambientais para a agricultura de baixo carbono (Sá et al., 2017; Bieluczyk et al., 2021). A inserção das árvores acrescenta maior diversidade de componentes produtivos, havendo pelo menos dois estratos vegetais e novas interações no tempo e no espaço (Balbino et al., 2011). Nestes arranjos, as árvores passam a ser os componentes dominantes da integração. Assim, o principal desafio é projetar as suas fileiras e a sua densidade de tal forma que se reduza a competição interespécies, e se incremente as funções complementares no sistema (Pezzopane et al., 2020b). Tais interações, acima e abaixo da superfície do solo, determinam se o sistema será bem-sucedido (Sarto et al., 2020a), uma vez que, dependendo do arranjo, podem ser positivas, neutras ou negativas (ONG, 1996). Desta forma, os SIPA com a presença do componente florestal são mais complexos e, por isso, deve haver um planejamento cuidadoso estabelecido para a idade das árvores, levando em consideração a partição de recursos, como radiação solar, água e nutrientes (Pezzopane et al., 2020a).

O solo é considerado como um componente vivo dos SIPA, além de ser um fator chave no manejo, pois é o único que captura as modificações ao longo do tempo e centraliza os processos, funcionando como uma memória do sistema (Moraes et al., 2018). Por meio de avaliações dos atributos dos solos, identifica-se as interações entre solo-planta-animal que resultam na harmonia ou competição no sistema. Um solo de qualidade que, com

equilíbrio nos atributos físicos, químicos e biológicos, sustenta a produtividade e conserva o ambiente em que está inserido, melhora também a saúde dos componentes produtivos (Karlen et al., 1997; Cherubin et al., 2016). As alterações na qualidade dos solos podem ser monitoradas por indicadores sensíveis ao manejo, que fornecem informações úteis sobre as funções edáficas (Karlen et al., 2003) e possibilitam a identificação de agrossistemas e práticas de manejo mais sustentáveis (Cherubin et al., 2017). Neste contexto, um dos principais indicadores desta sustentabilidade é a matéria orgânica, por se relacionar diretamente à maioria dos atributos do solo.

Os SIPA incluem em seu manejo, necessariamente, práticas conservacionistas como o sistema de plantio direto (SPD). O SPD é uma prática conservacionista consolidada que tem favorecido o aporte e o acúmulo de matéria orgânica do solo (Ramos et al., 2018), portanto, beneficia a qualidade do ambiente edáfico e incrementa o potencial produtivo do sistema. Ao incorporar as práticas do SPD, os SIPA podem ser considerados como um passo adiante em sustentabilidade, pois, aumentam o nível de intensificação e diversificação da produção, resultando em melhor eficiência do uso da terra e maior retorno econômico. Contudo, a inserção da pecuária e/ou das árvores traz novas abordagens e particularidades no manejo para que se construa um solo saudável e produtivo. Considerando tais aspectos, neste capítulo será abordado diversas especificações atuais sobre manejo do solo em SIPA, incluindo as principais práticas estratégicas para a construção da fertilidade do solo, bem como o manejo dos componentes produtivos e a adubação do sistema com foco na conservação do solo, em busca de maximizar o retorno em sustentabilidade econômica, social e ambiental.

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Particularidades no manejo do solo frente à intensificação da produção agropecuária

2.1.1 Amostragem de solo

O primeiro passo para implementar com sucesso um SIPA, com foco no manejo conservacionista, é realizar um acurado diagnóstico da qualidade química, física e biológica do solo. Portanto, é necessário entender se o solo está ou não saudável para o cultivo das plantas e, com isso, montar estratégias de correção dos fatores limitantes para a produção, construindo gradativamente a sua fertilidade e estrutura física. O conhecimento sobre alguns parâmetros como – acidez ativa (pH), acidez potencial (H+Al), acidez trocável (Al^{+3}) e a disponibilidade de nutrientes – podem ajudar na identificação dos principais fatores químicos que limitam o desenvolvimento das culturas que irão compor o sistema de produção (Raij et al., 2001).

Ao analisar os atributos físicos do solo, como a textura (teor de argila, areia e silte), a densidade do solo e a resistência à penetração, descobre-se como o solo está estruturado e sua susceptibilidade à compactação, seja pelo tráfego de máquinas ou pelo pisoteio animal (Bonetti et al., 2017). A interpretação cuidadosa do conteúdo de matéria orgânica do solo, levando em consideração a sua textura e o clima local, pode-se inferir sobre a condição de conservação em que a área se encontra se encontra (Bieluczyk et al., 2020).

O manejo detalhado da fertilidade química, bem como dos aspectos físicos e biológicos do solo em SIPA, estão abordados nos capítulos 6, 7 e 9 deste livro, respectivamente. Entretanto, no presente capítulo serão reforçadas algumas informações de uma prática prévia indispensável à adoção de quaisquer arranjos em SIPA: a amostragem de solo.

O solo é um corpo tridimensional, portanto, possui variações laterais, longitudinais, e em profundidade, que devem ser levadas em consideração na hora da amostragem para representar a área e o ambiente edáfico em que as raízes das plantas se desenvolverão. No que se refere à reflexão sobre a verdadeira condição do solo no campo, os erros são muito maiores na hora da amostragem do que no processo analítico laboratorial (Carter e Gregorich, 2007). Decorrente disso, uma amostragem de solo não representativa induz a equívocos nas recomendações de manejo (*e.g.,* uso de corretivos e fertilizantes) (SBCS/ Nepar, 2019), portanto, reduz drasticamente a probabilidade de bons resultados no sistema.

Os procedimentos de amostragem para implementar os SIPA são bastante semelhantes aos da adoção do SPD, conforme as recomendações dos manuais e boletins técnicos para as diversas regiões do Brasil (*e.g.,* CQFS-RS/SC, 2016; SBCS/ Nepar, 2019; Freire et al., 2013; Bernardi et al., 2003), porém, com algumas particularidades. As forrageiras utilizadas para pastagens nos SIPA, especialmente as braquiárias, desenvolvem o seu sistema radicular em camadas profundas, podendo influenciar na dinâmica de nutrientes para além de 1,0 m de profundidade do solo (Fisher et al., 1994; Baptistella et al., 2020). Neste sentido, antes de implantar o SIPA é interessante que se conheça o perfil do solo profundamente, pois é necessário maximizar o desenvolvimento de raízes. Sugere-se coletar solo ao menos nas profundidades de 0-20 e 20-40cm para a caracterização inicial, principalmente se for amostrar um solo de pastagem que se encontra em algum grau de degradação (Serra et al., 2019). Por outro lado, quando o objetivo é o plantio de árvores, pode-se opcionalmente incluir a camada de 40-60cm como forma de caracterização da área. Amostragens profundas (20-40 cm e 40-60 cm) possibilitam verificar a necessidade de correção para eliminação de barreiras físicas (*e.g.,* compactação) ou químicas (*e.g.,* toxidez de alumínio e deficiência de cálcio) ao desenvolvimento radicular (Borges e Accioly, 2007).

No SIPA já implantado é recomendado que o solo seja amostrado nas camadas de 0-10cm, 10-20 cm e 20-40 cm a cada dois ou no máximo três anos, com o objetivo de acompanhar o processo da construção da fertilidade e da evolução em qualidade do

ambiente edáfico. O diagnóstico das condições de solo, ao longo do tempo, serve para suportar importantes tomadas de decisão nos ajustes de práticas para aperfeiçoamento do sistema. Pesquisas recentes, como será abordado nos itens 1.5 e 2.2, têm mostrado a essencialidade de se incluir análises biológicas do solo, considerando que os organismos são a principal engrenagem no funcionamento dos ciclos biogeoquímicos no solo (Cardoso e Andreote, 2016). Por isso, no sentido de aperfeiçoar o diagnóstico dos processos que se estabelecem no solo, em SIPA já implantado, recomenda-se destinar parte da amostra da camada de 0-10 cm para quantificação das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase (bioanálise) (Capítulo 7).

Na amostragem pós-implementação do SIPA há novos cuidados relacionados às variações causadas pelo pisoteio e excretas dos animais (Araújo-Júnior e Bonetti, 2018), bem como pelo efeito das árvores, que condicionam o desenvolvimento das plantas do sub-bosque (Pezzopane et al., 2021) e o comportamento animal (Giro et al., 2019), resultando também em variações no solo ao longo da entrelinha dos renques (*e.g.,* Oliveira et al., 2018; Sarto et al., 2020a, b; Glatzle et al., 2021). Desta maneira, não se deve amostrar locais próximos às cercas (Figura 1A) e aos cochos (Figura 1B), bem como evitar coincidir com placas de esterco recentemente depositadas sobre o solo. Em sistemas com árvores a amostragem deve ser planejada e não aleatória, para representar efetivamente o espaço na entrelinha, onde são realizadas atividades de agricultura e/ou pecuária. Não há um padrão até então estabelecido para obter amostras de solo no espaço da entrelinha. Entretanto, propomos aqui que os produtores rurais coletem metade das amostras simples (subamostras) na projeção da copa das árvores e metade próxima ao centro da entrelinha, como ilustrado na Figura 2A. De forma mais detalhada, para estudos de pesquisa, é recomendado que seja feito um intersecto na entrelinha das árvores, quantificando separadamente os atributos em ao menos quatro distâncias das árvores (Figura 2B). Esse número mínimo de posições permite traçar regressões e interpolações para melhor explorar a variabilidade espacial, conforme tem sido observado em vários trabalhos científicos (*e.g.,* Moreira et al., 2018; Oliveira et al., 2018; Glatzle et al., 2021).

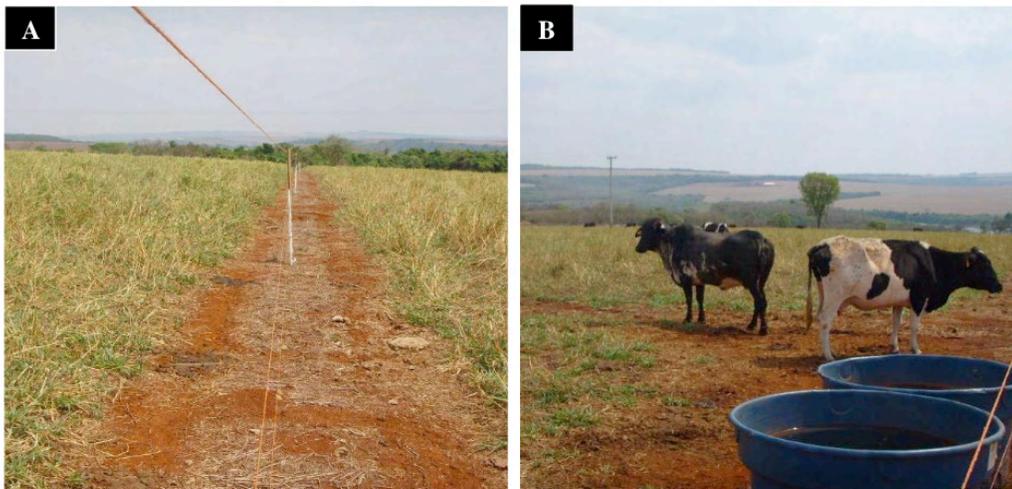



Figura 1. Concentração do pisoteio e dos resíduos de animais próximos às cercas (A) e aos cochos de acesso à água (B), modificando pontualmente o solo em sistema integrado de produção agropecuária. Fotos: João de Andrade Bonetti.

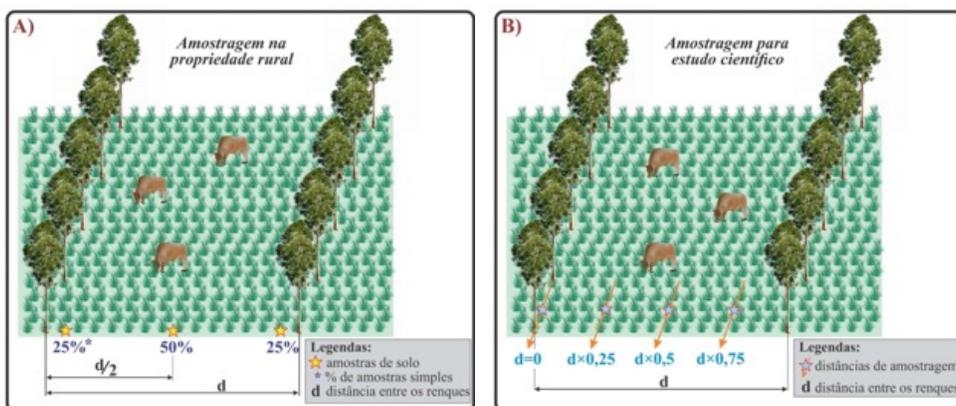



Figura 2. Recomendações de espacialização na obtenção de amostras de solo ao longo das entrelinhas das árvores em uma propriedade rural (A) e seccionamento em distâncias dos renques para estudos científicos detalhados (B). Fonte: Elaborado pelos autores.

2.1.2 Práticas conservacionistas de manejo

O uso de práticas conservacionistas de manejo, com base no diagnóstico frequente da qualidade do solo (atributos físicos, químicos e biológicos), é imprescindível em qualquer arranjo em SIPA. Um sistema integrado só obterá sucesso se adotar as premissas estratégicas de conservação do solo, sendo o uso do SPD uma delas. O SPD tem como princípios a manutenção permanente da cobertura vegetal, a rotação de culturas e o

revolvimento mínimo do solo. A cobertura permanente do solo funciona, principalmente, como uma barreira física ao impacto direto das gotas de chuva, reduzindo perdas de solo por carreamento de partículas em enxurradas (Montgomery, 2007). O não revolvimento do solo permite que o sistema radicular das espécies, em conjunto com a atividade biológica (Cardoso e Andreote, 2016), continuamente estruture o solo e forme agregados estáveis, mantenha a continuidade de poros e, consequentemente, aumente a infiltração e retenção de água no perfil (Salton et al., 2014). As espécies de plantas com distintos sistemas radiculares na rotação, consórcio ou sucessão, ativam a biota e exploram melhor o perfil do solo, tornando o uso e a ciclagem de água e nutrientes mais eficientes (Cardoso e Andreote 2016). Devido a tais benefícios, o SPD é uma prática estabelecida na agricultura brasileira e global, que, em sua consolidação no tempo, resulta em um sistema mais resiliente às alterações antrópicas e climáticas (Sá et al., 2014).

Importante destacar que as práticas conservacionistas complementares, como o cultivo em nível e o uso de terraços, devem ser consideradas para cada região e suscetibilidade do terreno, tornando-se fundamentais para a contenção da erosão à medida que a declividade aumenta (Serra et al., 2019). Chuvas de alta intensidade, comuns no Brasil, podem ultrapassar a capacidade de infiltração de água do solo e resultar em escoamento superficial. A energia cinética desta enxurrada aumenta, proporcionalmente, com a declividade do terreno e sua tensão cisalhante se torna maior do que a tensão crítica de cisalhamento dos resíduos culturais, o que pode resultar no desenvolvimento de sulcos e voçorocas, mesmo com SPD (Cassol et al., 2007). No SIPA, o cuidado para evitar os impactos da enxurrada deve ser dobrado, nunca utilizar intensidade alta de pastejo, que reduz a cobertura sobre o solo, favorece a sua compactação superficial e potencializa processos erosivos no sistema (Bonetti et al., 2019). Na presença de renques de árvores, estas devem estar dispostas paralelamente aos terraços e às árvores plantadas na sua jusante, disposição esta que comprovadamente tem minimizado os potenciais danos do pisoteio animal no sistema (Balbino et al., 2012; Serra et al., 2019).

O SIPA incorpora e adapta o conhecimento sobre as práticas conservacionistas do SPD. Entretanto, um SIPA tem potencial de transcender o SPD em conservação, se beneficiando da intensificação e da complementaridade nas interações entre solo, plantas e animais (Lemaire et al., 2014). Estes efeitos sinérgicos possibilitam uma nova auto-organização no sistema, que tem resultado em um maior fluxo de energia direcionado ao solo (*e.g.* estocagem de carbono no solo), favorecendo o aparecimento de diversas propriedades emergentes (*e.g.* novas funções desempenhadas por organismos no ambiente edáfico) (Salton et al., 2014). Nesta nova perspectiva, os componentes do sistema passam a ser os protagonistas biológicos ativos do manejo, e não apenas um alvo para a produtividade.

Adentrando na concepção do parágrafo acima, por exemplo, o pastejo pelos

animais e a constante renovação radicular de espécies vegetais passam a ser estratégias indispensáveis de manejo. A ação desses organismos potencializa os processos de ciclagem de nutrientes, dinamiza as reações biogeoquímicas e assim acelera o aporte e acúmulo de matéria orgânica no solo (Souza et al., 2018). Desta forma, ao longo do tempo, as diversas sinergias entre os componentes vivos ampliam as funções ecológicas no solo e melhoram a sua qualidade (Bieluczyk et al., 2020). Portanto, Portanto, a inclusão do componente animal tem potencial de, principalmente sob intensidade de pastejo moderada (detalhes nos itens 1.3 e 1.6), amplificar o espectro conservacionista de manejo, onde o solo passa a potencializar as suas funções (detalhes no item 1.5) e a prestar valiosos serviços ecossistêmicos (detalhes no item 3.2).

2.1.3 Intercalando a lavoura e a pecuária

As estratégias de manejo em SIPA são caracterizadas pela inserção de componentes adaptados às condições climáticas de diferentes regiões produtoras de grãos e pecuária. Dessa forma, é possível inserir, no espaço e/ou no tempo, culturas de grãos, forrageiras e animais, melhorar a qualidade do solo, principalmente, por diversificar a produção, aumentar a ciclagem dos nutrientes e aportar maior quantidade e qualidade de resíduos.

No Brasil, o SIPA é uma alternativa de diversificação em áreas com sucessão de cultivos em SPD ou em áreas de pastagem, ambas com baixa diversificação (Latawiec et al., 2019). Na adoção do SIPA, em áreas de SPD, tem-se dado preferência para a manutenção de culturas de grãos na primavera/verão (soja, milho e arroz) e cultivo de forrageiras no outono/inverno, como aveia preta (*Avena strigosa*), azevém (*Lolium multiflorum L.*) e a braquiária (*Urochloa*), pastejadas por bovinos ou ovinos. Já no uso de SIPA em área de pastagens degradadas, diversos modelos têm sido bem-sucedidos na recuperação do solo e das pastagens. Para otimizar o custo da reforma dos pastos, o cultivo de grãos por dois ou mais anos, intercalado com pastagens no tempo, tem apresentado uma boa viabilidade econômica (Alvarenga et al., 2007). Independentemente do objetivo da implantação do SIPA, alguns aspectos podem ser considerados, como: i) disponibilidade e logística de escoamento dos produtos; ii) cotação agrícola; iii) as variações de temperatura e precipitação; e iv) agroambientais, relacionados à preservação dos recursos de solo e água.

Nas regiões Sudeste, Centro-Oeste e Norte existem extensas áreas com pastagens e sucessões de soja e milho ou soja e algodão. Os cultivos de grãos na primeira safra ocorrem de outubro a fevereiro. As pastagens, geralmente de braquiária devido ao seu rápido crescimento e ao volume de biomassa produzida (Baptistella et al., 2020), são conduzidas de março a setembro. Entretanto, há uma diversidade de culturas que podem ser inseridas no SIPA, como sorgo (*Sorghum bicolor*), milheto (*Pennisetum* spp.),

crotalária (*Crotalaria* spp.), é recentemente têm sido inseridos os consórcios de plantas de diferentes espécies/famílias. Na região Sul do Brasil, o SIPA tem adaptabilidade em áreas de soja, milho ou arroz (nas várzeas) na safra principal de outubro a março, e sucessão com pastagens de aveia preta ou de azevém na de abril a setembro (Martins et al., 2015; Carmona et al., 2018). No Nordeste, existe a possibilidade de integrar áreas de produção de frutas como a uva (*Vitis*) e manga (*Mangifera indica*) com forrageiras e pastejo sazonal de ovinos. Informações com base científica sobre esses sistemas ainda são necessárias. Nestes cenários, é possível manter ou implantar a cultura de grãos na primavera/verão e inserir a pastagem, possibilitando desde períodos curtos (dias) até mais longos (meses) de pastejo de bovinos de corte, leite ou ovinos.

Alguns aspectos devem ser observados na inserção dos componentes da pecuária, como: i) período adequado da semeadura das forrageiras; ii) momento correto da inserção dos animais para pastejo; e iii) oferta de forragem e manejo adequado da intensidade de pastejo. A intensidade de pastejo consiste em uma determinada carga de lotação animal por área. A altura do pasto, por estar relacionada à massa de forragem, pode ser um parâmetro utilizado para ajuste da carga animal por hectare (UA ha^{-1}) (Kunrath et al., 2020). O ajuste de carga animal irá variar de acordo com as características morfofisiológicas de cada forrageira. Portanto, a altura média ideal de manejo do pasto é específica para cada espécie forrageira, objetivando altas taxas de acúmulo pelo adequado desempenho fotossintético e uma boa renovação do pasto (Carvalho et al., 2010).

As principais forrageiras cultivadas no Brasil permitem a entrada de animais com acúmulo médio de 1,5 Mg ha^{-1} (aveia + azevém) e 4,0 Mg ha^{-1} (braquiária) de matéria seca (Bonetti et al., 2015; Martins et al., 2015). Essa dinâmica é diferenciada no consórcio de milho e braquiária, devido à menor produção de biomassa da braquiária, que irá interferir na taxa de lotação animal em pastejo (Oliveira et al., 2019). Dessa forma, é fundamental o conhecimento da oferta de forragem para o adequado controle da intensidade de pastejo. Estudos indicam que a biomassa residual anual não deve ser inferior a 6,0 Mg ha^{-1} de fitomassa (idealmente de 8,0 a 12,0 Mg ha^{-1}) (Salton et al., 1998; Cruz et al., 2005; Denardin et al., 2009). Portanto, para atender a demanda de contribuição de biomassa sobre o solo na fase pastagem, a altura do pasto para aveia e azevém está entre 20 e 30cm e para a braquiária entre 24 e 40cm, consideradas como intensidades de pastejo moderado (Bonetti et al., 2015; Kunrath et al., 2020).

Para evitar, ou ao menos atenuar, o escoamento superficial e os efeitos erosivos da chuva de alta intensidade, a manutenção da cobertura do solo e a conservação ou melhoria da estrutura do solo são essenciais. A intensidade de pastejo utilizada deve manter resíduos suficientes sobre o solo, maximizar o desenvolvimento radicular da pastagem e posteriormente, favorecer o rápido crescimento inicial das plantas. Com o rápido crescimento das plantas o solo estará mais protegido, aumentando sua capacidade

de regeneração (resiliência) quanto a compactação superficial (até 10 cm de profundidade) e permitindo o adequado crescimento das plantas.

Os efeitos positivos, ou complementares, em qualidade do solo proporcionados pelo SIPA são restritos pela transição de lavoura para pecuária e da pecuária para lavoura. Neste sentido, uma transição eficiente conserva o solo e maximiza o potencial produtivo das culturas e dos animais em pastejo. No planejamento de uma adequada transição os ciclos do sistema devem ser ajustados às condições climáticas da região, como a disponibilidade hídrica e térmica para o cultivo de grãos e forrageiras. Ao intercalar a pecuária com a lavoura, a fase mais crítica está na semeadura e desenvolvimento inicial da cultura de grãos, quando o solo pode ficar desprotegido em função da alta intensidade de pastejo e baixa biomassa residual (Figura 3). Decorrente disso, ocorre um lento desenvolvimento inicial da lavoura e exposição do solo aos processos de desagregação, causados por elevados volumes de chuva, frequentes em climas tropicais e subtropicais. No Sul do Brasil, em área sob SIPA, uma precipitação acumulada de 290,4 mm (Figura 4) em apenas três dias coincidiu com um período de retirada dos animais para o plantio da soja (Bonetti et al., 2019). Os autores classificaram este período como muito crítico para a conservação do solo, considerando que destes 290,4 mm, 112 mm precipitaram em duração de apenas duas horas. Chuvas acima de 25 mm h^{-1} são classificadas como chuvas potencialmente erosivas (Hudson, 1995), e neste caso a pluviosidade foi dobro da crítica (56 mm h^{-1}). Chuvas torrenciais atípicas têm ocorrido de forma mais frequente nos últimos anos, e sob insuficiente proteção com biomassa residual os efeitos de erosão podem se agravar, causando sérios danos à conservação do solo.

Figura 3. Desenvolvimento de soja aos 49 dias após a semeadura em área de sistema integrado de produção agropecuária com pastejo de bovinos em diferentes intensidades no Sul do Brasil. **a)** 10 cm de altura do pasto, densidade do solo (Ds) de 1,44 Mg m^{-3}, massa seca residual (Msr) 480 kg ha^{-1}; **b)** 20 cm de altura do pasto, Ds de 1,38 Mg m^{-3}, Msr 2140 kg ha^{-1}; **c)** 30 cm de altura do pasto, Ds de 1,36 Mg m^{-3}, Msr 3600 kg ha^{-1}; **d)** 40 cm de altura do pasto, Ds de 1,34 Mg m^{-3}, Msr 4360 kg ha^{-1}; **e)** Sem pastejo, Ds de 1,27 Mg m^{-3}, Msr de 5810 kg ha^{-1}; e **f)** Visão geral das diferenças. Semeadura da soja em 28/11/2014 e fotos em 15/01/2015, após 14 anos de SIPA -PD. Fonte: Bonetti, 2017.

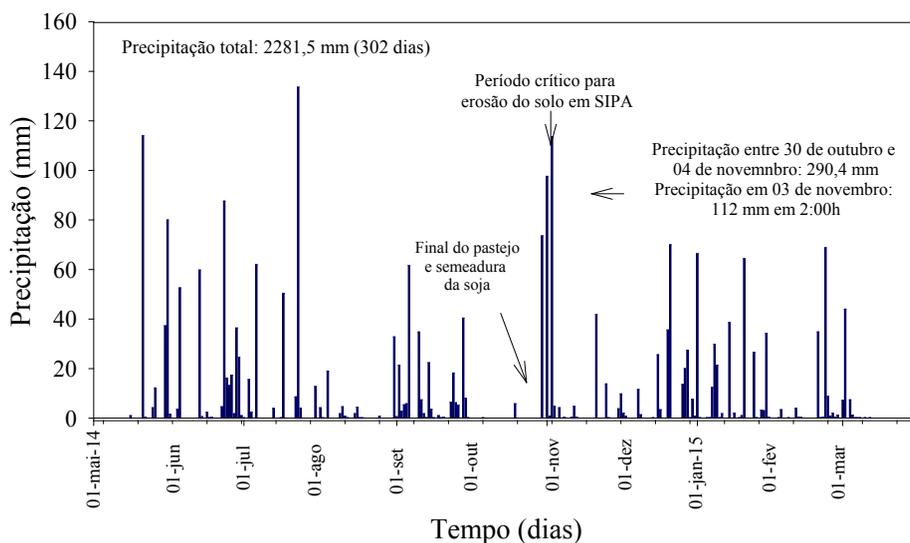



Figura 4. Precipitação pluviométrica em uma área experimental em sistemas integrados de produção agropecuária durante o cultivo de soja e ciclo de pastejo em São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul.

2.1.4 A inserção da árvore no sistema de integração

A inserção de árvores em SIPA proporciona inúmeros benefícios ao longo do tempo, que culminam em uma melhoria na eficiência do uso da terra (Macedo, 2009). Nesses sistemas, além dos benefícios relacionados aos serviços ambientais (Sá et al., 2017) e ao conforto térmico animal (Pezzopane et al., 2019a), existe a possibilidade de diversificação e aumento de renda na atividade. A negociação de produtos madeireiros ou outros produtos provenientes das árvores, por exemplo a exploração frutífera, diversifica as receitas, reduz os riscos de mercado e garante maior segurança econômica para os produtores rurais.

Nos aspectos relacionados ao solo, os arranjos de SIPA, com árvores adequadamente manejados, estão associados com a conservação e melhoria de seus atributos físicos, químicos e biológicos. A literatura apresenta diversos serviços ecossistêmicos provenientes da inserção da árvore no SIPA. Se destacam: (i) o controle da erosão, por meio da maior retenção de água e redução do escoamento superficial (Castro Dias et al., 2020); e, (ii) a melhoria da fertilidade do solo, a partir da maior ciclagem de nutrientes, beneficiada pelo aporte de matéria orgânica com diversa relação C/N. Neste contexto, a integração com árvores amplia o aporte de matéria orgânica via liteira, bem como pelas raízes e seus exsudatos, aumenta a atividade microbiana no solo e aumenta a ciclagem dos nutrientes (Carvalho et al., 2019).

O aumento dos teores de C no solo (Bernardi et al., 2020) e C fixado nas árvores (Pezzopane et al., 2021), em arranjos de SIPA com árvores, mitigam as emissões de Gases de Efeitos Estufa (GEE) gerados pela atividade pecuária. Estudos têm demonstrado que esses sistemas integrados têm a capacidade de neutralizar a emissão de metano entérico pelos animais somada a de óxido nitroso e CO_2 pelo solo, ou mesmo tornar o balanço de carbono positivo no agroecossistema (Oliveira et al., 2020). Sistemas com 250 a 350 árvores de eucalipto ha^{-1}, planejados para corte das árvores aos oito a doze anos de idade, são capazes de produzir 25 m^3 ha^{-1} ano^{-1} de madeira (Ofugi et al., 2008; Pezzopane et al., 2021), o que corresponde a um sequestro anual de cerca de 5 Mg ha^{-1} de C ou 18 Mg ha^{-1} de CO_2 equivalente - somente pelos troncos – neutralizando a emissão de GEE de cerca de 12 bovinos adultos (Almeida et al., 2011).

Para a tomada de decisão sobre o arranjo e número de árvores no sistema de produção, fatores como a conservação do solo e da água e o destino da madeira produzida pelas árvores, devem ser levados em consideração no planejamento (Silva et al., 2010). Com relação à conservação do solo e da água, assim como em qualquer sistema de produção agropecuária, esse fator deve ser priorizado. Sendo assim, as linhas ou renques de árvores deverão ser conduzidas em nível, de forma a minorar a erosão do solo e a perda de água pelo escoamento superficial.

A inserção das árvores nos SIPA normalmente pode ocorrer em três momentos

ou condições: (i) em pastagem já implantada; (ii) em plantio simultâneo das árvores e da pastagem; e, (iii) em plantio das árvores com exploração de culturas agrícolas até o segundo-terceiro ano de implantação, com posterior plantio da pastagem. Nos dois primeiros casos, a entrada de animais nas áreas nos primeiros anos é condicionada ao uso de cerca protetora às árvores. Entretanto, os arranjos com árvores nos SIPA contemplam inúmeras possibilidades, não havendo um padrão de recomendação fixo a ser seguido. Todo o sistema, com a inserção da árvore na integração, deve ser planejado considerando as condições edafoclimáticas, a situação socioeconômica da propriedade e o mercado local, portanto, ter acompanhamento de um profissional da área habilitado.

Diversas espécies arbóreas nativas e exóticas têm sido indicadas para uso no SIPA como detalhado por Melloto et al. (2012). O planejamento do arranjo adequado depende das condições edafoclimáticas. A Tabela 1 traz um esquema ilustrativo de uma das inúmeras possibilidades desses arranjos. Neste caso, a tabela ilustra um planejamento conceitual para um SIPA com eucalipto, soja, milho, braquiária e pastoreio de bovinos de corte na região do Cerrado. Arranjos diversos também surtem efeitos diversos nos atributos do solo, uma vez que espécies de árvores podem beneficiar o solo em suas propriedades (*e.g.,* fixação de nitrogênio atmosférico pela *Acacia mangium* Willd. (Galiana et al., 2002) e desenvolvimento de associações ectomicorrízicas nas raízes de *Eucalyptus urograndis* (Bieluczyk et al., 2021) ou podem gerar efeitos negativos, como por exemplo a redução do aporte de matéria orgânica ao limitar o desenvolvimento das culturas (*e.g.,* alelopatia do *Eucalyptus urograndis* limitando a germinação de sementes de pastagem (Carvalho et al., 2015).

Para que os benefícios da presença das árvores sejam potencializados, o componente arbóreo e os demais devem interagir positivamente de modo a otimizar a produção de ambos. A complementaridade dessas interações está diretamente associada à adequação do dimensionamento em quantidade e disposição espacial das árvores (Nicodemo et al., 2004). Apesar do aumento do conhecimento sobre o desempenho agronômico, zootécnico e econômico de SIPA com componente arbóreo nas últimas décadas, muito ainda há de se investigar para estabelecer o *design* destes sistemas para as condições de cultivo reguladas por climas tropicais e subtropicais, principalmente os locais que apresentam verões quentes e invernos secos. Nesse contexto, esses modelos de sistemas se apresentam mais complexos que as pastagens ou culturas anuais em monocultivo. A presença das árvores consorciadas com outro estrato vegetal, explorando o mesmo espaço acima e abaixo do solo juntamente com a presença dos animais, proporciona diversas interações que variam no tempo e espaço (Silva, 2012). A magnitude dessas interações é determinada pelos padrões de partição dos recursos (principalmente água, luz e nutrientes) e pela escala de tempo (*e.g.,* idade das árvores) em que esses padrões são medidos (Gillespie et al., 2000; Bieluczyk et al., 2021).

No interior da comunidade vegetal, a radiação solar é o primeiro elemento meteorológico a ser modificado com a introdução de árvores. Como a radiação na faixa do visível (radiação fotossinteticamente ativa) é muito absorvida pela cobertura vegetal das árvores, pode haver limitações no desenvolvimento da pastagem ou cultura anual sombreada (Andrade et al., 2002), repercutindo em redução do potencial produtivo (competição por luz). A tolerância ao sombreamento é dependente da espécie agrícola ou forrageira. Por exemplo, a soja (Andrade et al., 2005) e o capim Piatã (*Urochloa brizantha*) apresentam melhor plasticidade que a cultura do milho (Bieluczyk, 2018), que é mais sensível a restrição de luz (Gao et al., 2020). Entretanto, nesses sistemas, estudos mostram que transmitâncias de radiação fotossinteticamente ativa menores que 60%, em posições normalmente próximas aos renques das árvores, têm causado perdas expressivas de produtividade nas pastagens e culturas agrícolas (Barro et al., 2008; Mendes et al., 2013; Nicodemo et al., 2016; Sousa et al., 2007; Pezzopane et al., 2019b; 2020b; Bieluczyk et al., 2021). Portanto, nesta situação se sugere que parte das árvores seja colhida, e sejam feitas podas nas outras remanescentes, para aumentar à entrada de luz no sistema e restabelecer a produtividade das culturas (Pezzopane et al., 2020a; Bieluczyk et al., 2021).

Ano/mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
1º				1	1	1	1	1	1 2*	2	2	3
2º	3	3 4	4	4	4	4	5	5	5	2	2	2
3º	2	2 4	4	4	4	4	6	6	6	6	6	6
4º	6	6	6	6	6	6	6	6	6 2	2	2	2
5º	6	6	6	6	6	7	6	6	6 2	2	2	2
6º	2	2 4	4	4	4	4	6	6	6	6	6	6
7º ao 9º	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
10º	6	6	6	6	6	8						

Tabela 1. Esquema ilustrativo de um planejamento temporal de cultivo em sistema de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) com eucalipto, soja, milho, braquiária e pastoreio de bovinos de corte em região do Cerrado. Fonte: adaptado de Bungenstab et al. (2014)

Legenda:

1. Implantação do sistema (amostragem, preparação do solo, calagem, correção da fertilidade).
2. Cultivo de soja.
3. Plantio de eucalipto enquanto a soja cresce (20m de distância entre renques e 1.5m entre árvores).
4. Após a colheita da soja o milho é plantado em consórcio com a braquiária em SPD.
5. O milho é colhido e a braquiária permanece para formar a cobertura do solo para o próximo plantio da soja em SPD.
6. Braquiária é mantida e os animais inseridos no sistema (a lotação animal no pasto é ajustada de acordo com a produção de biomassa da braquiária).
7. Metade das árvores de eucalipto é colhida (a distância entre árvores passa a ser de 3m) e vendida como madeira para combustível (providenciando maior entrada de radiação fotossintética ativa no sub-bosque).
8. O restante das árvores é colhido. Um novo ciclo se inicia.

*A época de semeadura da soja é dependente da disponibilidade termo hídrica de cada região.

Nota importante: *Este arranjo espaço-temporal não é uma recomendação e sim apenas um esquema ilustrativo, no intuito de mostrar uma das inúmeras possibilidades de manejo em ILPF ao longo do tempo. Todo o sistema a ser planejado deve considerar as condições edafoclimáticas e mercado local, e ter acompanhamento de um profissional da área habilitado.*

A dinâmica de água no solo em sistemas integrados, com a presença da árvore, depende do regime de chuvas da região e da configuração (arranjo) dos seus componentes, podendo apresentar características de manutenção de maiores teores de umidade no solo, ou de secamento mais rápido do solo (Sá, 1994; Wilson, 1998; Paciullo et al., 2008; Pezzopane et al., 2015; Bieluczyk, 2018). Vale salientar que as variações na umidade do solo ao longo das estações do ano, na presença da árvore, aumentam gradualmente com a aproximação aos renques das árvores. Em estações chuvosas, a recarga de água no solo é maior nesses locais, pois as árvores interceptam parte da chuva e conduzem a água pelos seus troncos. Avaliando a dinâmica sazonal da umidade do solo em diversas distâncias na entrelinha, Glatzle et al. (2021) encontraram menor umidade durante todo o ano na posição de um metro dos renques, e nesta posição os ciclos de umedecimento-secagem do solo

foram mais dinâmicos em camadas subsuperficiais do solo, podendo estar relacionados com o sistema radicular das árvores.

A adoção de sistemas arborizados associados à produção animal encontra-se no seu estágio inicial, sendo uma estratégia que tem sido fomentada por meio de linhas de financiamento específicas, a partir do "Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura" (Plano ABC). A linha de fomento governamental, assim como processos de certificação específicos para os sistemas silvipastoris e agrossilvipastoris, têm proporcionado o aumento de área de adoção, com inserção da árvore na última década.

2.1.5 Potencial funcional no solo e o manejo da biodiversidade na prática

A agricultura convencional reduz a biodiversidade do solo, causando danos na dinâmica de decomposição da fitomassa, da matéria orgânica do solo e da ciclagem de nutrientes, resultando em desequilíbrios nos processos ecossistêmicos e causando perdas significativas nos rendimentos das culturas (Tiemann et al., 2015). Neste cenário, incrementar a diversidade do cultivo de espécies por meio de rotações e consórcios de culturas, em sistemas de produção mais sustentáveis, tem sido um fator chave para a complementaridade nas interações acima e abaixo da superfície do solo, no aumento da resiliência e no potencial produtivo do sistema.

Incrementar a diversidade de plantas no sistema enriquece a quantidade e a qualidade de aporte de resíduos orgânicos, bem como diversifica a liberação de exsudatos radiculares no ambiente rizosférico, e possibilita novos habitats para os micro-organismos do solo (Khlifa et al., 2017; Cardoso e Andreote, 2016). Desta forma, aumentar o número de espécies vegetais conjuntamente com novos componentes vivos ao sistema de manejo (*e.g.,* bovinos), impulsiona a atividade biológica e potencializa as funções que por eles possam ser desempenhadas (Cardoso e Andreote, 2016). Os SIPA intensificam e diversificam a produção e esse nível superior de biodiversidade traz efeitos positivos, como por exemplo maior biomassa microbiana e maior atividade enzimática (Steinauer et al., 2015), que estão diretamente relacionadas com o potencial funcional do solo. Recentemente, Tieman et al. (2015) demonstraram que o aumento da atividade microbiana no solo, decorrente da rotação e diversificação de culturas, esteve relacionado às melhorias na agregação do solo e no aumento dos teores de matéria orgânica. Esses efeitos são resultantes do trabalho biológico no solo que constrói as principais "engrenagens conectoras" para um bom funcionamento biogeoquímico no sistema. Sistemas diversos, como os SIPA, aumentam a heterogeneidade de organismos e a diversidade metabólica e funcional (Stefan et al., 2021) e melhoram significativamente a ciclagem dos nutrientes, a estruturação do solo,

a proteção de plantas e a promoção de crescimento vegetal (Cardoso e Andreote, 2016).

Nos SIPA, o consórcio de forrageiras ou culturas anuais, com as árvores e a rotação lavoura-pastagem, são alternativas que se enquadram perfeitamente no conceito de biodiversificação. Pesquisas recentes incluíram mais diversidade por meio de consórcios na fase pastagem no SIPA. Entretanto, para adotar essa prática é essencial que se faça o planejamento forrageiro, pois algumas características, como aceitabilidade, digestibilidade, volume e qualidade da forragem, são fundamentais para atender a demanda da produção pecuária. Laroca et al. (2018) testaram os efeitos de duas espécies de gramíneas e dois tipos de consórcio com leguminosas (Feijão Caupi e Guandu), na fase de pastagem de um SIPA, em atributos microbiológicos indicadores de qualidade do solo (Tabela 2). Os autores observaram aumento nos teores de C e N da biomassa microbiana e no conteúdo total de matéria orgânica sob consórcios entre gramíneas e leguminosas, quando comparados às forrageiras em cultivo solteiro. Adicionalmente, houve incremento na respiração basal e quociente metabólico dos microrganismos em áreas com gramíneas cultivadas de forma solteira, demonstrando maior estabilidade da microbiota sob consórcios em SIPA.

Gramíneas	**Consórcios**		
	Caupi	**Guandu**	**Solteiro**
	---------------------------------C-BM (mg C kg^{-1} solo)----------------------------		
Tamani	793,2	574,9	369,4
Piatã	774,1	761,3	265,8
	-----------------------------------N-BM (mg C kg^{-1} solo)----------------------------		
Tamani	69,8	35,5	24,3
Piatã	44,8	47,8	23,5
	------------------------------RB (mg C-Co_2 kg^{-1} solo $hora^{-1}$)---------------------		
Tamani	5,7	4,9	9,0
Piatã	9,5	3,5	11,2
	----------------------qCO_2 ((mg C-Co_2 Mg^{-1} C-BM $hora^{-1}$) x 10^{-3})------------		
Tamani	7,2	8,9	24,3
Piatã	12,3	4,6	43,0
	--*q*MIC (%) --------------------------------------		
Tamani	2,6 n	1,9	1,8
Piatã	2,8	3,0	1,1

Tabela 2. Carbono da biomassa microbiana (C-BM), nitrogênio da biomassa microbiana (N-BM), respiração basal (RB), quociente metabólico (qCO_2) e quociente microbiano (*q*MIC) do solo em Sistema de Integração Lavoura Pecuária sob Plantio Direto, com consorcio na fase pastagem

Fonte: Laroca et al. (2018).

Além do efeito na dinâmica dos micro-organismos presentes no solo, a diversidade vegetal também pode incrementar a produtividade da cultura de grãos cultivada em sucessão, justamente em função das melhorias proporcionadas pela biodiversidade inserida e por meio das interações apresentadas na Figura 5 (conceitual). Contudo, ainda não há total compreensão de até que ponto as interações plantas-microrganismos influenciam no rendimento das culturas. Diante disso, é importante estudar como o manejo nos SIPA está alterando a estrutura da microbiota do solo, que comprovadamente apresenta elevada sensibilidade às alterações no agrossistema, e como a biologia do solo está relacionada à produtividade e eficiência do uso da terra.

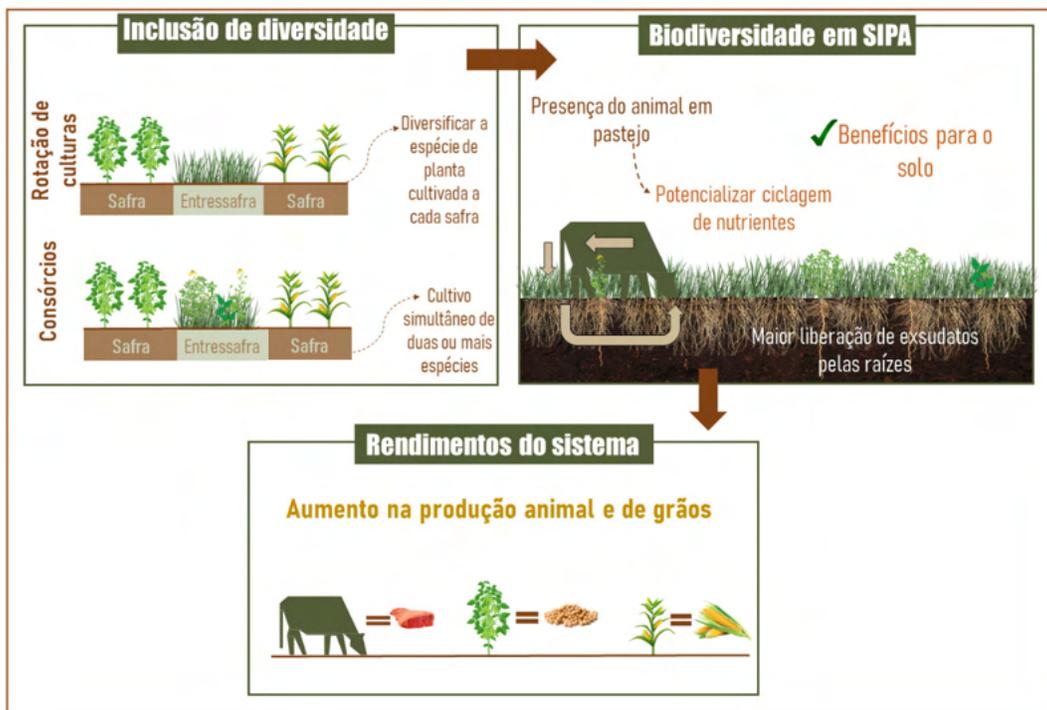



Figura 5. Esquema conceitual da influência da biodiversidade em SIPA sobre os rendimentos do sistema.

Fonte: elaborado pelos autores.

O manejo prático da biodiversidade do solo para o alcance dos benefícios acima supracitados é relativamente simples. Ele também se baseia nos três princípios da agricultura conservacionista: cobertura permanente do solo, rotação de culturas e revolvimento mínimo na linha de plantio (FAO 2014). Adicionalmente, a integração entre plantas, animais e árvores, bem como consórcios e cultivo entrelinhas, além de maximizar a diversidade biológica funcional, favorece o surgimento de diferentes espécies de microrganismos no

solo que desempenham a mesma função, ou seja, aumentam a redundância funcional. A redundância funcional é um "excesso indispensável" de organismos coexistentes que, taxonomicamente distintos, podem realizar a mesma função metabólica (Louca et al., 2018). Desta forma, em um evento de perturbação no agrossistema (*e.g.,* estiagem, mudança de pH, aplicação de defensivo agrícola, doença nas raízes), há a possibilidade de um grupo específico de organismos resistir a tais variações (*e.g.,* sobreviver em diferente faixa de pH), dando continuidade na sua função no solo (*e.g.,* decomposição da matéria orgânica), graças a esta redundância funcional. Finalmente, a diversidade metabólica e a redundância funcional dos microrganismos culminam na resiliência do ambiente edáfico, onde, mesmo após uma perturbação de impacto (*e.g.,* compactação superficial do solo por pastoreio) o microbioma do solo tem a capacidade de restabelecer as suas funções (*e.g.*, estruturação do solo). Portanto, incorporar componentes de biodiversidade nos SIPA consiste no manejo da vida no solo na prática, o que aumenta o potencial funcional do solo e pode resultar em ganhos emergentes de qualidade e saúde no ambiente edáfico.

2.1.6 Como a presença do animal pode modificar a qualidade do solo?

Os animais adicionam diversidade ao SIPA e também são considerados como catalisadores, por participar ativamente na dinâmica de decomposição e, consequentemente, da liberação de nutrientes de forma mais rápida e eficiente. Sabe-se que os herbívoros alteram a abundância, a composição, o tamanho, a arquitetura, a qualidade e a fenologia da vegetação, interferindo nos processos interativos com as plantas, e aumenta a abundância e a diversidade de organismos (Dias-Filho e Ferreira, 2009). A inserção dos animais influencia os indicadores físico-hídricos, químicos e biológicos do solo, e o fator chave é a adição de resíduos (fezes e urina), fonte de nutrientes para as plantas, macrofauna e microbiota. O aumento da disponibilidade desses nutrientes favorece o crescimento das raízes e o aumento da matéria orgânica, melhorando gradativamente a resiliência estrutural do solo.

A introdução de animais no sistema pode resultar em efeitos positivos (*e.g.,* resiliência, ciclagem de nutrientes, biomassa microbiana) ou negativos (*e.g.,* compactação superficial e acidificação do solo) sobre os atributos indicadores da qualidade do solo. Contudo, os efeitos positivos do SIPA têm sido maiores que os negativos, a destacar os relativos aos atributos físicos. Em um SIPA bem manejado há um maior volume de macroporos no perfil do solo (efeito de raízes), maior retenção de água e aumento da agregação do solo (efeito do acúmulo de C) (Bieluczyk et al., 2020; Salton et al., 2014). Entretanto, uma atenção deve ser dada aos indicadores físicos na camada de 0-10cm do solo porque o pisoteio excessivo pode compactar o solo, bloquear poros entre agregados e reduzir a infiltração da água.

A compactação superficial do solo em SIPA normalmente não atinge os limites críticos e o solo se reestrutura no período da lavoura (*e.g.,* Bonetti et al., 2019). Contudo,

sob altas intensidades de pastejo e/ou baixa cobertura do solo ocorre a redução da taxa de infiltração (Bonetti et al., 2019), o aumento do escoamento superficial e a erosão que têm ocorrido em áreas de regiões de climas tropicais e subtropicais (Didoné et al., 2014). Após 14 anos da implementação de um SIPA no Sul do Brasil, com soja na primavera/verão e aveia+azevém pastejado por bovinos no outono/inverno, houve uma forte redução da infiltração de água sob intensidade alta de pastejo (tratamento P10) (Figura 6a). Neste experimento de longa duração, a máxima infiltração de água foi observada na área sem pastejo (considerada 100%), com redução progressiva da infiltração de água com o aumento da intensidade de pastejo, sendo que na pastagem intensiva (P10) essa redução foi de 81% (Figura 6b). Portanto, neste experimento, o pastejo sob intensidade alta causou impactos físicos danosos ao solo. Considerando tais resultados, demonstrou-se mais uma vez que há a necessidade de manejar a carga animal corretamente para melhor manter os resíduos, proteger o solo e minimizar o efeito do pisoteio animal na sua superfície.

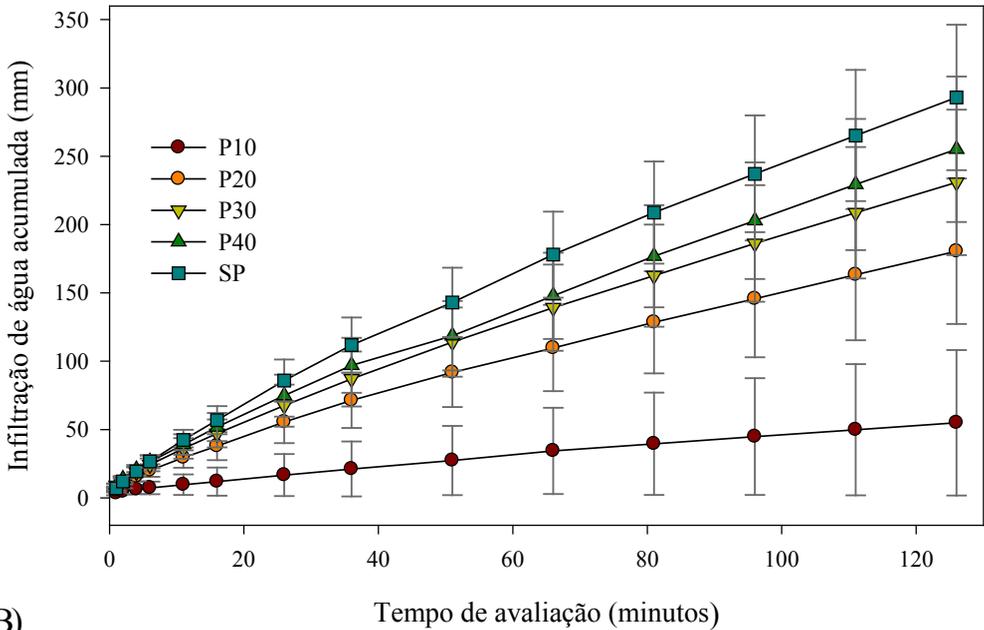
A)

Infiltração de água acumulada (mm)

350
300
250
200
150
100
50
0

P10
P20
P30
P40
SP

0 20 40 60 80 100 120

Tempo de avaliação (minutos)

B)

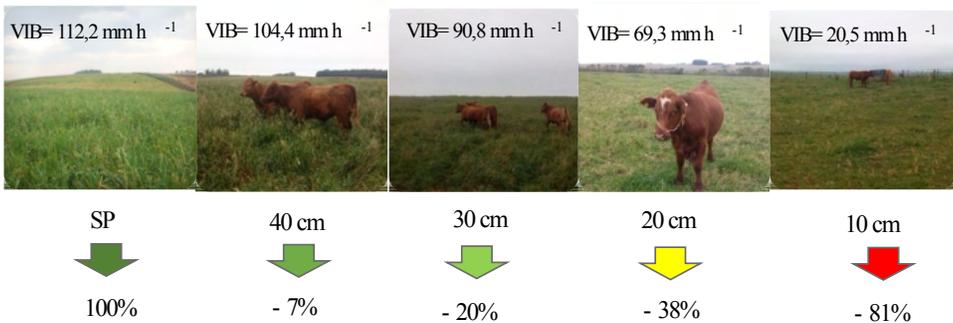



Figura 6. Infiltração de água acumulada no solo (a) e velocidade de infiltração básica (b) após o décimo quarto ano de pastejo em SIPA com diferentes intensidades de pastejo. **VIB:** velocidade de infiltração básica; **SP:** área com aveia + azevém no inverno sem pastejo; **10 cm:** área com pastejo intenso com carga animal 1306 kg de PV ha^{-1}; **20 cm:** área com pastejo intenso com carga animal 931 kg de PV ha^{-1}; **30 cm:** área com pastejo intenso com carga animal 614 kg de PV ha^{-1}; **40 cm:** área com pastejo intenso com carga animal 341 kg de PV ha^{-1}, todas na média de 10 anos. Barras indicam erro padrão.

A presença do animal em pastejo moderado favorece os ciclos do C, N e P e alterações na dinâmica de movimentação de nutrientes catiônicos (Ca, Mg e K), resultando em aumento da fertilidade do solo (Martin et al., 2016; 2020). Estas melhorias decorrem da maior ciclagem de nutrientes (discutido no tópico 2.1) e redução do efeito tóxico de

alumínio, ambos relacionados ao aumento de matéria orgânica do solo (Anghinoni et al., 2011; Assmann et al., 2014; 2015). Assmann et al. (2017) encontraram maiores quantidades de P (25 kg ha^{-1}) e K (130-180 kg ha^{-1}) reciclados e liberados de resíduos de pastagens e esterco sob intensidade leve de pastejo, em um ciclo de soja-bovinos de corte no Sul do Brasil. Ao promover maior desenvolvimento das raízes das forrageiras e favorecimento de organismos como os besouros (*Scarabaeidae*), o pastejo moderado produz mais poros e galerias no solo. Esses fatores facilitam a movimentação do calcário no perfil e têm colaborado para melhorar a eficiência da calagem superficial, quando realizada após a implementação, corrigindo o solo em camadas mais profundas.

A diversidade e abundância de organismos é ativada pelo pastejo dos animais em SIPA, principalmente decorrente da distribuição da sua urina e fezes sobre o solo (Martins et al., 2015). Muito já se tem discutido, neste capítulo, sobre os efeitos do pastejo aliado à diversificação de plantas nas propriedades biológicas do solo. Foi visto que, a presença do animal em um manejo apropriado sob SIPA, e as interações destes com as pastagens e árvores, pode promover aumento da estrutura e diversidade das comunidades microbianas.

2.2 Adubação de sistemas e manejo da qualidade do solo

2.2.1 Ciclagem de nutrientes e adubação de sistemas

A ciclagem de nutrientes é uma das propriedades mais reconhecidas dos SIPA. Consiste no fluxo de nutrientes entre os compartimentos (atmosfera-planta-animal-solo-água) do sistema de produção e envolve uma série de processos em ciclos biogeoquímicos. Na literatura, se identifica que a ciclagem de nutrientes em sistemas puramente agrícolas é distinta de sistemas integrados de produção, principalmente em função da inserção do animal no sistema. Neste sentido, o animal em pastejo é fundamental na ciclagem de nutrientes, pois atua como um agente catalisador, que modifica as taxas e os fluxos dos nutrientes, reciclando o material orgânico, determinando a dinâmica dos nutrientes entre os seus compartimentos (Anghinoni et al., 2013; Carvalho et al., 2010).

Quando os animais entram no sistema, tendem a desacoplar os ciclos de carbono e nitrogênio (*i.e.,* separar as moléculas de C das moléculas de N), pela liberação do carbono digestível, como CO_2 e CH_4, e pelo retorno do nitrogênio digestível na forma de urina (Soussana e Lemaire, 2014). Entretanto, para direcionar a um equilíbrio e manter parte da cobertura vegetal, protegendo fisicamente a superfície do solo, é necessário que parte do carbono vegetal permaneça intacto, sem esta desacoplagem. Portanto, as alterações na ciclagem de nutrientes e proteção física do solo, decorrentes da adoção do SIPA, se devem a um processo contínuo em que a magnitude e a direção dependem principalmente do manejo dos animais em pastejo (Anghinoni et al., 2013). Daí a importância em se manter

intensidades moderadas de pastejo, favorecendo a ciclagem de nitrogênio e ganho em produtividade, levando ao sequestro de carbono no solo (Anghinoni et al., 2017).

A massa de forragem residual é uma importante variável de conexão durante a transição entre as fases de pastagem e cultivo em SPD (Kunrath et al., 2020). Por isso, o manejo da intensidade de pastejo é um fator chave, que afeta a dinâmica dos nutrientes em sistemas integrados. Sob intensidades moderadas de pastejo, os herbívoros favorecem a ciclagem de carbono e nitrogênio no solo (Assmann et al., 2015) e a maior produção de biomassa da forrageira ao longo do tempo e, consequentemente, o aumento na liberação de nutrientes, como fósforo e potássio (Assmann et al., 2017c). As excretas dos animais (esterco e urina), e os resíduos vegetais diversos (remanescentes do pasto e da cultura comercial em sucessão/rotação) liberam nutrientes para a solução do solo em diferentes formas e velocidades, o que potencializa os ciclos biogeoquímicos e da matéria orgânica do solo.

Os animais em pastejo devolvem de 70% a 95% dos nutrientes ingeridos ao sistema via fezes e urina, exportando quantidades mínimas de nutrientes na carcaça (Haynes e Williams, 1993; Whitehead, 2000). Somente considerando o esterco, cerca de 90% do K, 30-60% do P e 10-55% do N contidos nos dejetos são disponíveis para as culturas subsequentes (Maff, 2000). Assim, os nutrientes aplicados em uma adubação na fase pastagem, que potencializa o crescimento de forragem, têm um elevado retorno ao solo pelos processos de ciclagem de nutrientes, e tornam-se prontamente disponíveis para a cultura de grãos em sucessão (Alves et al., 2019).

Os SIPA, se bem manejados, também garantem menores perdas de nutrientes no perfil do solo. A mudança na estrutura radicular das forrageiras, as quais, sob o estímulo de pastejo, investem mais em raízes finas (Reeder e Schuman, 2002; López-040Mársico et al., 2015), minimizam possíveis perdas de nutrientes por lixiviação. Martins et al. (2014) identificaram que, em sistema puramente agrícola (monocultivo de soja e planta de cobertura na entressafra), as perdas de cálcio e magnésio foram 45% e 35% superiores a um SIPA com pastejo na entressafra, respectivamente.

Diante do maior potencial de ciclagem de nutrientes e da maior eficiência do seu uso na fase de pastagem em SIPA, uma nova abordagem sobre adubação tem emergido – a “adubação de sistemas”. Esta abordagem obrigatoriamente considera todos os benefícios de um pastoreio bem manejado durante a fase de pastagem, incluindo as mínimas exportações de nutrientes pelos animais e a reciclagem de nutrientes, retornados ao solo via excreta (Haynes e Williams, 1993).

O conceito de “adubação de sistemas” tem como base a ciclagem biológica de nutrientes entre as fases de rotação, buscando a máxima eficiência de uso de nutrientes, por evitar perdas e aumentar gradativamente a fertilidade do solo, podendo culminar em menor adubação utilizada no sistema (Assmann et al., 2017b). Esta abordagem contrasta

com o típico paradigma de adubação especificamente para uma cultura, a qual, na maioria das vezes, é feita para a cultura de grãos. A “adubação de sistemas” considera a interação entre todas as culturas envolvidas na rotação (pastagens e culturas agrícolas) na busca por um “momento ideal” e de máxima eficiência da prática da adubação. Assim, o fertilizante deve ser aplicado na fase do sistema que apresenta menor exportação de nutrientes e maior capacidade de ciclagem, a fim de maximizar a produção total do sistema (Assmann et al., 2017a, b; Denardin et al., 2020b; Farias et al., 2020). E esta fase em SIPA, como discutido anteriormente, é a fase de pastagem.

Além de beneficiar a ciclagem dos nutrientes, a adubação com fósforo e potássio na fase pastagem pode aumentar a produção total de forragem em até 18%, como ocorreu no estudo de Farias et al. (2020). A adubação na pastagem permite manter uma massa foliar suficiente para estimular o rebrote de novos perfilhos que estavam anteriormente sombreados, aumentando a produção total de forragem (Lemaire, 2001). Neste sentido, muitos estudos têm confirmado o efeito residual da adubação na fase pastagem para culturas de grãos cultivadas em sucessão. Denardin et al. (2020a; 2020b), identificaram ausência de resposta em produtividade de grãos de arroz irrigado e soja à adubação com fósforo e potássio na fase pastagem, em sistemas integrados conduzidos em terras baixas. Dessa forma, “adubação de sistemas” (realizada na fase pastagem) melhora a produção de forragem e animal (Farias et al., 2020), sem reduzir a produtividade da soja cultivada em sucessão ou a fertilidade do solo (Denardin et al., 2020a). Vale ressaltar, no entanto, que a “adubação de sistemas” é uma abordagem recente, com carência de informações na literatura científica. Embora alguns grupos de pesquisas já utilizem essa metodologia de adubação em experimentos com SIPA, a pesquisa avaliando isoladamente a sua eficiência ainda é deficiente. Por isso, ainda há demanda de muitos estudos científicos para recomendações específicas, como a melhor forma e momento da adubação, em função de diferentes arranjos produtivos. Normalmente, tem-se realizado em experimentos a realização da adubação de reposição com P e K no estabelecimento da pastagem, fornecendo-se quantidades equivalentes às exportadas no cultivo de grãos anterior.

As forrageiras, utilizadas na fase pastagem, apresentam maior eficiência de uso da adubação nitrogenada quando comparadas às culturas anuais, ocorrendo menores perdas de N na forma de nitrato e por volatilização de amônia (Simmelsgaard, 1998). Segundo Thomason et al. (1988), enquanto a eficiência de uso de N pela pastagem pode chegar a 77%, nas culturas de grãos este valor fica próximo aos 31%. Desta forma, investir na adubação nitrogenada em fase pastagem do SIPA pode ser uma estratégia para melhor ciclar o N, por meio do aumento da eficiência do uso pela forragem (Thomason et al., 1988) e retorno do N ao solo após o pastejo dos animais (Maff, 2000).

O efeito principal resultante da adubação nitrogenada na fase pastagem de SIPA é o incremento na produção de forragem (Lançanova et al., 1988; Martins et al., 2000). Sartor et

al. (2014) constataram que a aplicação de 200 kg ha^{-1} de N resultou em um aumento de 45% na produção de matéria seca de Papuã (*Urochloa plantaginea*), atingindo uma produção de aproximadamente 20,0 Mg ha^{-1}. A maior produção de forragem, consequentemente aumenta a capacidade de suporte da pastagem e a produção animal. Em um sistema integrado, onde foi avaliada a influência da adubação nitrogenada em uma pastagem na entressafra, constatou-se que, doses de N de 0 a 300 kg ha^{-1}, aumentaram o ganho de peso vivo animal de 480 para 656 kg ha^{-1} durante 93 dias de pastejo (Assmann et al., 2004).

Além dos ganhos relacionados à produção animal, a adubação nitrogenada também pode apresentar efeito residual, podendo reduzir ou até mesmo eliminar a necessidade de adubação nitrogenada no cultivo de gramíneas em sucessão. No Sul do Brasil, muitos estudos têm confirmado este efeito residual de adubação nitrogenada de pastagens de inverno nas culturas de grãos cultivadas em sucessão no SIPA. Assmann et al. (2003) constataram que a produtividade de grãos de milho, sem fazer adubação nitrogenada, foi de aproximadamente 10 Mg ha^{-1} ao aplicar o nitrogênio na fase anterior de pastagem de azevém e aveia. Para atingir esta mesma produtividade de milho, quando a pastagem anterior não foi adubada, se necessitou da aplicação de 200 kg ha^{-1} de N durante a fase lavoura. Adicionalmente, ao aplicar N na lavoura após a pastagem ter sido adubada com 225 kg ha^{-1} N, Sandini et al. (2011) não encontraram aumento de produtividade do milho, permanecendo com 13 Mg ha^{-1} de grãos.

Os resultados aqui apresentados são muito importantes para o conhecimento dos potenciais benefícios da utilização dos SIPA. Tais resultados demonstram a eficiência e o efeito residual da adubação nitrogenada, potencializando a ciclagem de N entre os compartimentos do sistema produtivo. Em função da maior eficiência da adubação nitrogenada e reaproveitamento do N em cultivos em sucessão, há evidências de que a “adubação de sistemas” pode também ser utilizada para adubação nitrogenada. No entanto, é importante ressaltar que a maioria dos resultados foi obtida em solos com altos teores de matéria orgânica e com histórico de longo prazo em manejos conservacionistas e diferentes rotações de culturas. Assim, embora a “adubação de sistemas” esteja mais consolidada, considerando nutrientes como o P e K, a dinâmica do N no solo e da adubação nitrogenada é distinta, e estritamente relacionada ao teor de matéria orgânica do solo. Portanto, em função dos incrementos nesse atributo de solo ocorrerem no longo prazo, a adoção da “adubação de sistemas” com adubação nitrogenada possivelmente demanda um maior tempo para adoção em SIPA, quando comparada à adubação fosfatada e potássica.

2.2.2 A atividade enzimática do solo favorecendo a eficiência do uso de fertilizantes

Os microrganismos do solo desempenham um papel essencial nos processos biogeoquímicos e, portanto, no desenvolvimento de plantas. Neste contexto, algumas enzimas do solo são sensíveis aos fatores naturais e antrópicos (*e.g.,* manejo do solo em SIPA) e integradoras dos componentes biológicos no ecossistema (Mendes et al., 2020). Portanto, constituem uma ferramenta robusta para avaliar as alterações promovidas pelo manejo dos solos (Liu et al., 2021).

Estudos recentes indicam que incrementar a atividade biológica do solo promove aumento na produtividade das culturas, mesmo não havendo diferenças nas propriedades químicas e/ou físicas do solo, portanto, tais organismos são mais sensíveis ao manejo em curto prazo (abordado em detalhes no capítulo 7). A importância de se conhecer a atividade enzimática do solo em SIPA aumenta à medida que a presença do animal estimula à atividade microbiana, que está diretamente relacionada à produção de enzimas e ciclagem dos nutrientes no solo. Quantificar enzimas relacionadas aos principais ciclos biogeoquímicos, como do carbono (β-glicosidase), do enxofre (arilsulfatase) e do fósforo (fosfatases), tem se mostrado uma ferramenta eficiente, se associada aos usuais atributos físicos e químicos do solo, para aprimorar a avaliação da saúde do solo (Mendes et al., 2020). As enzimas arilsulfatase e β-glicosidase estão sendo avaliadas para serem incluídas nas análises de rotina da fertilidade, sendo os seus resultados calibrados em classes para interpretá-los para culturas anuais e correlacionadas com a produtividade (Mendes et al., 2018; 2020).

A enzima β-Glicosidase atua na etapa final da degradação da celulose, liberando como produto a glicose (importante fonte de energia para os microrganismos) fazendo a hidrólise de celobiose (Makoi e Ndakidemi, 2008). A atividade β-Glicosidase pode ser influenciada por diversos fatores, como a temperatura do solo e pH, além da qualidade e conteúdo de matéria orgânica (Tabatabai, 1994). Em sistemas de manejo conservacionistas em SPD, como o SIPA, uma maior atividade da β-Glicosidase tem sido correlacionada positivamente com um maior aporte de matéria orgânica ao solo (Yuan et al., 2020; Zhang et al., 2015; Laroca et al., 2018) e maior diversidade de plantas no sistema (Franco et al., 2020). Neste sentido, converter sistemas convencionais de cultivo para SIPA, intensificando e diversificando a produção, tem resultado em um incremento de 1,2 a 2,1 vezes a atividade da β-Glicosidase (Damian et al., 2021). Pires (2021) encontrou maior atividade da β-Glicosidase (25%) com a adubação de sistema (realizada na fase pastagem) quando comparada à convencional (realizada na cultura da soja) (Figura 7). A adubação fosfatada e potássica na pastagem potencializou o aporte de matéria orgânica via parte aérea, raízes, e excretas animais, e aumentou o substrato para a atividade desta enzima.

A introdução da árvore no SIPA tem resultado em variações na atividade da

β-Glicosidase ao longo da entrelinha dos renques. Zago et al. (2019) verificaram que a atividade de β-Glicosidase foi maior quando as árvores foram introduzidas, havendo diferenças mais expressivas na estação chuvosa. Sarto et al. (2020c) verificaram que em locais próximos ao *Eucalyptus urograndis* a atividade desta enzima foi similar à monocultura de pastagem, entretanto em posições mais centrais da entrelinha houve incrementos significativos na sua atividade.

A arilsulfatase participa no ciclo do enxofre (S) no solo e ao hidrolisar ligações do tipo éster de sulfato, promove a liberação de íons de sulfato (Tabatai e Bremner, 1970). Desta forma, a arilsulfatase controla a mineralização do S orgânico, este que compõe de 90% a 98% do S total no solo (Chen et al., 2019). A arilsulfatase é fortemente correlacionada com os teores de C no solo e decresce em atividade conforme a profundidade do solo aumenta (Deng e Tabatabai, 1997). Damian et al. (2021) verificaram que a conversão de sistema convencional de preparo ou pastagem adubada para SIPA com lavoura e pecuária duplicou a atividade da arilsulfatase sob clima tropical úmido no Mato Grosso do Sul. Os autores também verificaram que a arilsulfatase foi a enzima (dentre β-Glicosidase, fosfatase ácida e arilsulfatase) que mostrou a maior relação com efeitos positivos sobre a comunidade bacteriana do solo. Ambos favorecidos por fontes diversas e quantidade de substrato orgânico benéficos para a atividade microbiana do solo em SIPA. Por outro lado, nos SIPA com adubação convencional ou de sistemas não houve alteração na atividade da arilsulfatase (Pires, 2021), mostrando que, neste caso, a β-Glicosidase parece ser a enzima que melhor responde a adubação na fase pastagem.

A fosfatase ácida (enzima relacionada ao ciclo do P - mais comum em solos com pH < 7) é influenciada pela demanda deste nutriente no solo. Em condições com menor utilização de fertilizantes fosfatados os microrganismos aumentam a produção da enzima. A fosfatase tem sua atividade diminuída com a aplicação de fertilizantes fosfatados (Lopes et al., 2013) e pode ser inibida em teores muito elevados de P disponível no solo.

À medida que ocorre maior aporte de resíduos vegetais (parte aérea, raízes e exsudatos radiculares) e animais (esterco) há um favorecimento de um ambiente no solo biologicamente mais ativo. Portanto, também pode haver maior produção da enzima fosfatase. A conversão do SPD para SIPA com rotação entre braquiária e soja incrementou valores de fosfatase ácida no solo (Portilho et al., 2015). A utilização da adubação de sistemas em relação à convencional aumentou a fosfatase ácida em 28% (Figura 7). A intensificação na atividade da fosfatase ácida, nestes solos com uma dinâmica acelerada da matéria orgânica, muito provavelmente, está associada a uma maior ciclagem dos nutrientes no solo. A melhoria nesses atributos é apenas um dos frutos da resiliência aliada à redundância funcional de organismos no solo em sistemas diversificados. Contudo, vale destacar que, para interpretar os resultados da fosfatase, muito cuidado deve ser tomado, pois baixos valores podem estar diretamente relacionados a uma adubação recente no sistema.

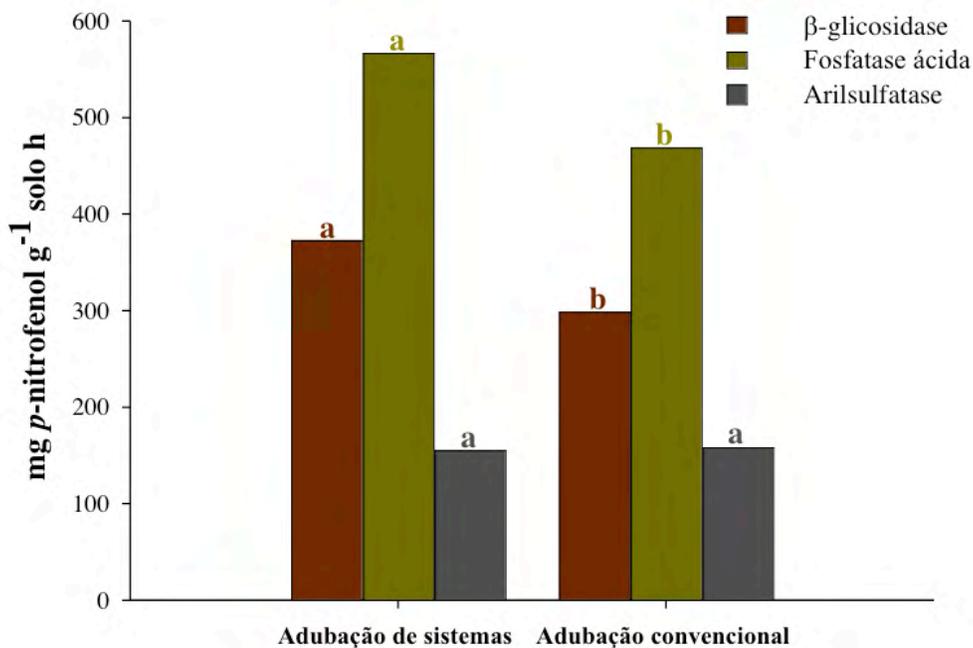



Figura 7. Atividade enzimática da β-glicosidase, fosfatase ácida e arilsulfatase em sistema integrado de produção agropecuária sob adubação convencional (na soja) e adubação de sistemas (no pasto). Fonte: Adaptado de Pires (2021).

A atividade enzimática dos microrganismos melhora a eficiência do uso dos fertilizantes. As iniciativas que priorizam um manejo do solo de forma mais sustentável, com princípios conservacionistas, não deveriam dispensar a inclusão de análises biológicas nos solos dos agrossistemas. Entretanto, ainda são necessários mais estudos para o entendimento da dinâmica dessas enzimas no solo. Nem sempre a maior atividade enzimática indica melhorias na qualidade do solo, tornando necessária uma avaliação mais criteriosa e relacionada a outros atributos de solos. Ampliando o conhecimento sobre estes processos se pode traçar estratégias de manejo mais eficientes no SIPA, aperfeiçoando a adubação, a construção da fertilidade do solo, a escolha de espécies, dentre outras melhorias.

2.3 Manejo do solo e os reflexos em sustentabilidade nos sistemas integrados

2.3.1 Intensificação: eficiência econômica e melhorias ambientais em sistemas integrados

Sustentabilidade em sistemas agrícolas é a produção de alimentos e/ou fibras de forma lucrativa, conciliando com a eficiência na utilização de recursos da natureza (Hendrickson et al., 2008). Nesse sentido, a integração dos componentes agrícola, pecuário e/ou florestal tem efeitos positivos sobre o agroecossistema, minimizando os impactos

ambientais negativos (Carvalho et al., 2010), por meio da estabilidade e diversidade de produção, ciclagem e eficiência de uso dos nutrientes, e melhoria da qualidade do solo, resultando em um aumento da produção de alimentos por unidade de área (Bieluczyk et al., 2020; Farias et al., 2020).

Os animais são capazes de aumentar e diversificar a produção, convertendo fontes vegetais em alimentos, tais como carne e leite (Mottet et al., 2017). Esses sistemas podem aumentar tanto a produção individual dos cultivos, quanto à produção geral do sistema, reduzindo os riscos e os impactos ambientais (Carvalho et al., 2018). Segundo Moraes et al. (2014), o rendimento de grãos de culturas anuais cultivadas em sucessão ou rotação com pastagens é superior quando comparado a áreas não pastejadas, demonstrando que o pastoreio afeta de maneira positiva o rendimento dos grãos dos cultivos subsequentes. No mesmo sentido, Carvalho et al. (2018) encontraram aumentos no rendimento de grãos de soja, feijão, arroz irrigado e milho em 3,4%; 4,7%; 10,4% e 10,8% em média, respectivamente, quando da introdução de pastagens em rotação com culturas de grãos. Os raros relatos de maior produção de grãos em áreas não pastejadas têm sido identificadas, sob condições metodológicas inadequadas, principalmente a falta de adubação de pastagens e/ou intensidades de pastejo inadequadas (Moraes et al., 2014).

Um dos aspectos que mais valoriza e justifica o uso dos SIPA é, justamente, a sua eficiência no uso dos nutrientes fornecidos por meio de fertilizantes. Além da possibilidade de incrementos na produção individual de cada cultivo, a adoção de SIPA aumenta a eficiência de uso dos nutrientes. Quando o ganho da produção animal de carne é convertido em equivalente grãos e adicionado ao rendimento de soja, o resultado representa um aumento de 58% em relação ao sistema sem introdução do animal (Farias et al., 2020).

Em geral, os SIPA garantem maior retorno, seja econômico ou na produção de alimentos e fibras (Figura 8), em uma mesma área, com uma mesma quantidade de nutrientes fornecidos. Observou-se um maior retorno econômico da adubação fosfatada, ao longo de cinco anos de avaliação, em um SIPA com soja no verão e bovinocultura de corte no inverno, quando comparado a um sistema puramente agrícola (somente soja no verão) (Figura 8a). Da mesma forma, o SIPA aumentou a eficiência do uso nutrientes, otimizando o uso de Ca e Mg, produzindo maior quantidade de proteína por quilo de nutrientes (Figura 8b).

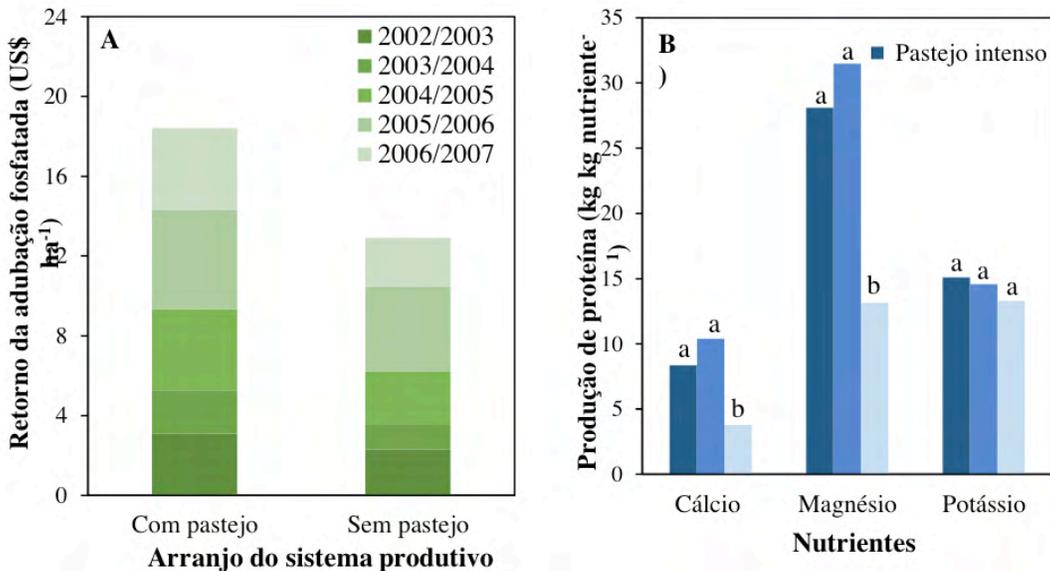



Figura 8. Eficiência da adubação fosfatada, pelo retorno econômico de cada US$ 1 ha^{-1} investido na aplicação de fósforo (A), e de uso dos nutrientes cálcio, magnésio e potássio, pela produção de proteína a cada 1kg de nutriente "gasto", em sistema com produção de soja no verão e pasto misto de aveia preta + azevém no inverno, com diferentes manejos da pastagem hibernal. Fonte: Adaptado de Costa et al. (2014) **(A)** e Martins et al. (2014) **(B).** [(1)] Letras iguais indicam ausência de diferença significativa pelo teste de Tukey, a um nível de 5% de significância.

Segundo Farias et al. (2020), um arranjo de SIPA com cultivo de soja no verão e pastagens hibernais no inverno é, em média, 16% mais eficiente no uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados e 32% mais eficiente no uso de fertilizante potássico, em comparação com o sistema que contém apenas planta de cobertura no inverno. Resultados de experimentos com arroz irrigado cultivado após pastejo bovino por diferentes períodos e locais do Rio Grande do Sul (Carmona et al., 2016), demonstram que a resposta do arroz à adubação (N-P-K) diminuiu sensivelmente (de 2,1 a 0,8 Mg ha^{-1}) com o tempo de pastejo (2 a 16 anos). Da mesma forma, o custo da adubação em relação àquela indicada pela análise do solo diminuiu 43% na média dos quatro locais para uma mesma produtividade (11,1 Mg ha^{-1}) (Carmona et al., 2016).

Além dos ganhos do sistema (Figura 8), também existem evidências de maior eficiência na utilização de nutrientes para a cultura de grãos da fase lavoura do SIPA. No contexto das terras baixas, Denardin et al. (2020a), avaliando a eficiência de uso da adubação pelo cultivo do arroz irrigado sob SIPA, identificaram eficiências de uso de nitrogênio, fósforo e potássio sendo 25%, 23% e 20% superiores no sistema integrado em relação ao sistema conduzido sob monocultivo do arroz. Isto indica uma menor dependência da adubação no arroz quando precedido de pastagens adubadas. Esses

estudos demonstram que, além de aumentar a produção de alimentos, a adoção desses sistemas pode alterar a dependência por fertilizantes, reduzindo custos e aumentando a sustentabilidade econômica e ambiental.

Os benefícios desses arranjos produtivos não são somente de garantir um sistema mais eficiente, mas também apresentam uma relevância ambiental considerável. Em adição, o aumento da eficiência econômica dos SIPA também está relacionado às melhorias ambientais proporcionadas por esses sistemas. Além dos custos relacionados aos fertilizantes, os SIPA podem otimizar o uso de outros insumos. Devido às mudanças na distribuição espacial dos recursos ao longo do tempo, os SIPA podem alterar as comunidades de inimigos naturais. Em pequena escala, a ação de animais produz micro-habitat por meio de ações como o pisoteio (Hopkins e Holz, 2006) ou a deposição de dejetos (Anghinoni et al., 2013), que servem de habitats secundários para espécies de ecossistemas jovens e dinâmicos. A maior biodiversidade encontrada em sistemas complexos concebe um ambiente com maior resiliência, ou seja, com maior resistência e capacidade de recuperação de estresses, como surtos de pragas, doenças e plantas daninhas (Martins et al., 2018). Nesse sentido, um experimento de nove anos avaliou o efeito da introdução da pastagem e do número de culturas na rotação em um sistema produtivo, no banco de sementes, infestação de plantas daninhas e na produtividade de grãos (Davis et al., 2012). Nesse contexto, o sistema de rotação de quatro anos, com lavouras e pastagens [milho – soja – consórcio alfafa (*Medicago sativa*) + gramíneas (triticale ou aveia) – alfafa] reduziu a necessidade de uso de herbicida para aproximadamente 13% em relação ao esquema mais curto e apenas com lavoura, de dois anos. Isso se deve, basicamente, ao maior tempo de cobertura vegetal, através da introdução de uma cultura perene. Pastagens perenes podem ser usadas para redução de algumas plantas invasoras em SIPA, como uma alternativa ao uso de herbicidas, de forma sustentável e rentável (Meiss et al., 2010), em um exemplo claro do benefício da fase pastagem/pecuária para a fase lavoura.

Ainda mais diversos que os SIPA que integram apenas a lavoura e a pecuária, são os SIPA que integram a componente florestal. A inclusão da produção animal em sistemas florestais pode aumentar os índices de diversidade e riqueza de espécies da fauna edáfica (Ford, 2016), além de benefícios “diretos” da alimentação dos animais. Na integração fruti-ovinocultura, a redução da incidência de pragas e doenças ocorre via consumo do material decomponível que possa favorecer a disseminação de pragas (Guimarães-Filho e Soares, 2003).

O manejo de sistemas de produção baseados na diversificação e integração de cultivos aumenta a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos prestados por seus integrantes, reduzindo a dependência do uso de pesticidas e, consequentemente, o risco de contaminação do solo, água e atmosfera. Assim, os SIPA são capazes de, ao mesmo tempo, intensificar a produção de alimentos e biomassa vegetal, aumentar a biodiversidade,

reduzindo a dependência de fertilizantes e pesticidas, aumentando a eficiência econômica de sistemas de produção.

2.3.2 Sistemas integrados como ferramenta essencial para o Brasil cumprir com os acordos internacionais sobre o clima

Há enormes desafios para os sistemas de produção agropecuários como combater a degradação ambiental e as mudanças climáticas, que por sua vez, têm o potencial de reduzir a produção agrícola. Somado a isso, em 2050, o setor deverá produzir cerca de 50% mais alimentos do que em 2012 para atender à demanda global (FAO, 2017). Portanto, há uma pressão crescente para atender às necessidades da população, e dessa forma a adequação dos sistemas agrícolas são urgentes e necessárias (Ramankutty et al., 2018, Rockström et al., 2016). A capacidade do solo para a produção de alimentos aliado ao potencial de mitigação das mudanças climáticas tem despertado atenção especial no contexto dos problemas ambientais atuais (Vermeulen et al., 2019).

A agricultura é uma importante fonte de Gases de Efeito Estufa (GEE) que contribuem para as mudanças climáticas globais (Le Quéré et al., 2016). As emissões de GEE da agricultura têm origem no desmatamento, degradação das terras, uso de máquinas movidas a combustível fóssil, fabricação e distribuição de fertilizantes químicos e emissões de metano da pecuária e da cultura do arroz irrigado (Batjes, 2019). Por outro lado, há vários relatos indicando que sistemas de produção bem manejados também podem ser um importante sumidouro de CO_2 atmosférico (Sá et al., 2017; Salton et al., 2014; Bieluczyk et al., 2020).

Todos os solos estão sujeitos a algum grau de perturbação humana, seja diretamente por meio do uso e manejo, ou indiretamente por meio de respostas às mudanças globais induzidas pelo homem, como poluição e mudanças climáticas (Smith et al., 2016). De acordo com Houghton et al. (2009), o solo é o maior reservatório de C terrestre, armazenando cerca de 1500 Pg C na camada até um metro de profundidade. Segundo os autores, este valor representa de duas a quatro vezes mais C do que o reservatório combinado de biomassa acima e abaixo do solo, as estimativas variam de 385 a 650 Pg C. Além do armazenamento de carbono, os solos também são essenciais para manter o ciclo do carbono na biosfera e para garantir a segurança alimentar global (FAO, 2015).

Diante desse cenário de desafios para a agricultura, o Brasil comprometeu-se na *Conference of the Parties* (COP 15), em 2009, com a redução das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE). A partir de então foi instituída a Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), e em 2010, foi elaborado o Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura - Plano ABC (Brasil, 2012; Sá et al., 2017). As ações do Plano ABC, para

produção agropecuária com baixa emissão de carbono, incluem a recuperação de pastagens degradadas; adoção de Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (ILP e ILPF) e Sistemas Agroflorestais (SAFs); adoção do Sistema Plantio Direto (SPD); difusão da Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN); expansão da área de florestas plantadas; e tratamento de dejetos animais. Estas práticas têm sido recomendadas pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas para reduzir as emissões de carbono associadas às mudanças no uso da terra e atingir as metas propostas pelo Acordo de Paris (IPCC, 2015).

O uso sustentável do solo não depende apenas de ações locais de produtores e técnicos, mas também do desenvolvimento e implementação de políticas de proteção ambiental e mitigação das emissões de GEE amplamente adotadas em nível global ou regional (Juerges e Hansjürgens, 2018; Montanarella, 2015). No entanto, uma abordagem e uma estrutura legal baseada na proteção contra ameaças à degradação do solo não são suficientes para manter as funções múltiplas do solo. A degradação do solo, com seus impactos, custos e problemas sociais, econômicos e ambientais associados, exige financiamento regional e global de longo prazo, mobilização de recursos e especialização muito além das soluções disponíveis para os usuários locais (Juerges e Hansjürgens, 2018). Em resposta à necessidade de uma abordagem global, a FAO estabeleceu, em 2012, a *Global Soil Partnership* (GSP) para desenvolver sinergias entre organizações nacionais e internacionais para uma ação global para estimular o uso sustentável dos recursos do solo (Montanarella, 2015). Outra iniciativa, o "4 per mille Soils for Food Security and Climate" lançada em Paris, França, na COP 21 (Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas, em 2015) tem objetivo de aumentar os estoques globais de matéria orgânica do solo em 4 por 1000 (ou 0,4%) por ano, para a compensação das emissões globais de gases de efeito estufa gerados por fontes antropogênicas (Minasny et al., 2017).

Além disso, o Brasil está alinhado com a agenda internacional no uso sustentável dos recursos naturais, de acordo com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (*Sustainable Development Goals*) estabelecidos, propostos pela Organização das Nações Unidas (ONU) na Conferência sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, sendo a matéria orgânica dos solos um elemento chave para alcançar os ODS (Madari et al., 2021). O manejo adequado possibilita que o solo forneça os serviços ecossistêmicos, que incluem a produção de alimentos, fibras e energia, regulação do clima, regulação de inundações, melhoria da qualidade do ar e da água, e reservatório para a biodiversidade, bem como aumentar a resiliência do ecossistema diante das mudanças climáticas (Bouma, 2014; Lal, 2016). Os indicadores de saúde do solo desempenham um papel importante na sustentabilidade da agricultura e são relevantes para alcançar os ODS.

O principal objetivo do SIPA é aumentar a produtividade e a eficiência do uso da terra (Nair, 2013). Os SIPA representam uma oportunidade promissora no conjunto de possíveis estratégias de intensificação agrícola para o Brasil, pois têm o potencial de recuperar vastas

áreas de pastagens degradadas e ao mesmo tempo mitigar as emissões de gases de efeito estufa (Cortner et al., 2019; Sá et al., 2017). Este uso mais eficiente da terra, combinando as boas práticas de manejo das pastagens e dos animais podem aumentar a produção de produtos pecuários por unidade de pasto em até 2,5 vezes em relação aos sistemas convencionais (Martha Jr., 2012). Além disso, Cohn et al. (2014) examinaram as políticas de incentivo à intensificação da pecuária no Brasil, e concluíram que esta é uma alternativa viável de reduzir as emissões globais de Gases de Efeito Estufa (GEE) ao poupar terras do desmatamento.

Além do aumento da eficiência do uso da terra e da sustentabilidade agrícola, os sistemas integrados têm grande potencial de sequestro de C atmosférico (Sá et al., 2017; Bieluczyk et al., 2020; Freitas et al., 2020; Sarto et al., 2020b). Nair et al. (2010) relataram que as estimativas de estoques de C do solo variam entre 30 a 300 Mg C ha^{-1} na profundidade de 1m no solo, e as variações eram devido às diferenças entre sistemas, regiões ecológicas e tipos de solo. Batjes (2005) avaliou os estoques de C em diferentes classes de solos do Brasil e encontrou variações de 42 Mg C ha^{-1} em Neossolos Quartzarênicos à 137 Mg C ha^{-1} em Gleissolos, já nas classes de maior representatividade do país, como os Latossolos e os Argissolos, os estoques eram, respectivamente de 96 e 79 Mg C ha^{-1} até a profundidade de 1,0 m. Os SIPA que inserem a árvore no arranjo tendem a sequestrar maiores quantidades de C do que os sistemas puramente agrícolas (Nair et al., 2010; Sarto *et al*, 2020b). Os resultados de Freitas et al. (2020) e Bieluczyk et al. (2020) confirmaram as diferenças significativas nos estoques de carbono do solo, após a conversão da pastagem para sistemas agroflorestais de produção mais intensiva.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

A agricultura brasileira pode produzir muito mais alimentos, fibras e energias renováveis, sem derrubar uma única árvore de floresta nativa, e ainda recuperar vastas áreas de pastagens degradadas. Os alimentos produzidos por esta agricultura podem ser saudáveis e diversos, gerando dietas saudáveis para a população, frutos de um solo saudável. O produtor rural pode produzir mais alimentos em uma mesma área, utilizar melhor os recursos naturais e ainda lucrar mais. Esta mesma agricultura pode ser dreno de C atmosférico, contribuindo para que o Brasil equilibre o balanço entre emissões de GEE e sequestro de C, e assim, cumpra com os acordos internacionais sobre o clima. Esse cenário não é utopia, e sim a descrição dos SIPA e sua capacidade em ser o pilar para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável.

Neste capítulo, foi demonstrado que os SIPA se caracterizam pela irradiação dos seus benefícios para os agricultores, meio ambiente e toda a sociedade. Mas para que esses ganhos ocorram não se trata simplesmente de incluir componentes no tempo ou no espaço e

os intercalar, pois a integração entre culturas anuais, pastagem e/ou árvores não é simples, ordinária ou baseada em "tentativa e erro". Para se obter sucesso, nestes sistemas, uma série de premissas deve ser seguida, a começar pelos três princípios globais da agricultura conservacionista: cobertura permanente do solo, rotação de culturas e revolvimento mínimo na linha de plantio. Ao longo do tempo, o solo deve ter a sua qualidade e saúde acompanhada por indicadores físicos, químicos e biológicos. A intensidade de pastejo moderada é a que melhor favorece a ciclagem de nutrientes, e compõe a melhor "relação custo-benefício" frente aos indicadores de qualidade do solo. Os componentes do sistema não são apenas alvo de produtividade, mas sim protagonistas biológicos ativos do manejo, e quando alocados de forma estratégica são nossos aliados para melhorar a qualidade e a saúde do solo.

A intensificação e aumento da biodiversidade por meio dos SIPA são estratégias que, além de trazer um modelo mais economicamente sustentável de agricultura, aumentam diversidade e interações sinérgicas (ou complementares) no ambiente edáfico. Esta sinergia é dependente das condições edafoclimáticas, das espécies cultivadas (agrícolas, pastoris e arbóreas), da intensidade de pastejo, dos arranjos espaciais e temporais, e da partição dos recursos (água, luz e nutrientes). Assim, a integração resulta em mudanças nos processos abaixo e acima da superfície do solo. A dinâmica resultante já tem mudado alguns paradigmas no manejo do solo, no qual as interações devem ser levadas em consideração para a adoção de práticas inovadoras, como é o caso da "adubação de sistemas". Ainda há um longo caminho a ser percorrido para aperfeiçoar o manejo do solo, de acordo com as inúmeras possibilidades de arranjos em SIPA. Porém, há a certeza de que esses sistemas futuramente contribuirão de forma crescente na otimização do uso de recursos, na produtividade agropecuária e na eficiência do uso da terra.

REFERÊNCIAS

Almeida RG, Oliveira PPA, Macedo MCM, Pezzopane JRM. Recuperação de pastagens degradadas e impactos da pecuária na emissão de gases de efeito estufa. In: Anais do Simpósio Internacional de Melhoramento de forrageiras [CD-ROM]; Bonito, MS, Brasil. Embrapa Gado de Corte, Campo Grande. 2011. p. 384-400.

Alvarenga RC, Gontijo Neto MM, Ramalho JH, Garcia JC, Viana MCM, Castro ADN, Macedo MCM. Sistema de Integração Lavoura-Pecuária: O modelo implantado na Embrapa Milho e Sorgo. 1. ed. Sete Lagoas: Embrapa. 2007. 9p. (Circular Técnica 93).

Alves LA, Denardin LGO, Martins AP, Anghinoni I, Carvalho PCF, Tiecher T. Soil acidification and P, K, Ca and Mg budget as affected by sheep grazing and crop rotation in a long-term integrated crop-livestock system in southern Brazil. Geoderma. 2019; 351: 197-208. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.036.

Andrade CMS, Garcia R, Couto L, Pereira OG. Transmissão de luz em sistemas silvipastoris com eucalipto. Revista Árvore. 2002; 26: 19-23. https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/158611/1/17385.pdf.

Andrade FH, Sadras VO, Vega CRC, Echarte, L. Physiological Determinants of Crop Growth and Yield in Maize, Sunflower and Soybean. J. Crop Improv. 2005; 14: 51-101. https://doi.org/10.1300/j411v14n01_05

Anghinoni I, Carvalho PCF, Costa SEVG. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtrópico brasileiro. In: Araujo AP, Alves BJR, editores. Tópicos em Ciência do Solo   Volume VIII. 1 ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2013; 3: 25-380.

Anghinoni I, Martins AP, Assmann JM, Costa SE, Carvalho PC. Ciclagem de nutrientes em integração lavoura- pecuária. In: Anais do III Encontro Integração Lavoura-Pecuária no Sul do Brasil. [CD-ROM]; 2011; Pato Branco, Brasil. Pato Branco: Synergismus scyentifica UTFPR; 2011. Disponível em: http://www.ufrgs.br/gpep/documents/artigos/2011/Ciclagem%20de%20nutrientes%20em%20iLP.pdf.

Anghinoni I, Carvalho PCF, Martins AP, Assmann JM, Arnuti F, Borin JB, Cecagno D, Denardin LGO, Tiecher A, Moraes, A. Ciclagem de nutrientes. In: Jamhour J, Assmann TS, organizadores. Palestras: intensificação com sustentabilidade. 1ª. ed. Cascavel: UTFPR, Campus Pato Branco. 2017. p. 53-66.

Araújo-Júnior CF, Bonetti JA. Atributos Físicos do Solo em Sistemas Integrados de produção Agropecuária. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino, HB (Ed.). Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil. Tubarão, Copiart. 2018. p. 91-106.

Assmann JM, Anghinoni I, Martins AP, Costa SEVG de A, Cecagno D, Carlos FS, Carvalho PCF. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop-livestock system under no-tillage in southern Brazil. Agric Ecosyst Environ. 2014; 190: 52-59. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.003

Assmann JM, Anghinoni I, Martins AP, Costa SEVGA, Kunrath TR, Bayer C, Carvalho PCF, Franzluebbers AJ. Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities. Pesqui Agropecu Bras. 2015; 50: 967-978. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2015001000013

Assmann JM, Martins AP, Anghinoni I, Denardin LG de O, Nichel GH, Costa SEVG de A, Silva RAP, Balerini F, Carvalho PCF, Franzluebbers AJ. Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities insubtropics. Nutr Cycl Agroecosystems. 2017c; 108(1): 21-33. http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6

Assmann JM, Martins AP, Anghinoni I. Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. Nutr Cycl Agroecosys. 2017a; 95:1-13. http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6

Assmann TS, Ronzelli JRP, Moraes A, Assmann AL, Koehler HS, Sandini I. Rendimento de milho em área de integração lavoura-pecuária sob o sistema de plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. Rev Bras Ciênc Solo. 2003; 27: 675-683. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000400012

Assmann TS, Soares AB, Assmann AL, Huf FL, Lima RC. Adubação de sistemas em integração lavoura-pecuária. In: Jamhour J, Assmann TS (Org.). Palestras: intensificação com sustentabilidade. 1. ed. Cascavel: UTFPR Campus Pato Branco. 2017b. p. 67-84.

Assmann AL, Pelissari A, Moraes A, Assmann TS. Produção de Gado de Corte e Acúmulo de Matéria Seca em Sistema de Integração Lavoura-Pecuária em Presença e Ausência de Trevo Branco e Nitrogênio. Rev Bras Zoot. 2004; 33: 37-44. https://doi.org/10.1590/S1516-35982004000100006

Assmann TS, Ronzelli JRP, Moraes A, Assmann AL, Koehler HS, Sandini I. Rendimento de milho em área de integração lavoura-pecuária sob o sistema de plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. Rev Bras Cienc Solo. 2003; 27: 675-683. https://doi.org/10.1590/S0100-0683200300040001.

Balbino CL, Vilela L, Cordeiro LAM, Oliveira P, Pulrolnik K, Kluthcouski J, Silva JLS. Curso de Capacitação do Programa ABC - Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) Região Sul. Brasília; Embrapa: 2012. 83p.

Balbino LC, Barcellos A de O, Stone LF. Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF). 1. ed. Brasília: Embrapa; 2011.

Baptistella JL, Andrade SAL, Favarin JL, Mazzafera P. Urochloa in Tropical Agroecosystems. Front Sustain Food Syst. 2020; 4: 1-17. https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00119

Barro RS, Saibro JC, Medeiros RB, Silva JL, Varella AC. Rendimento de forragem e valor nutritivo de gramíneas anuais de estação fria submetidas a sombreamento por *Pinus elliottii* e ao sol pleno. Rev Bras Zoot. 2008; 37: 1721-1727. https://doi.org/10.1590/S1516-35982008001000002

Batjes NH. Organic carbon stocks in the soils of Brazil. Soil Use Manag. 2005; 21(1): 22-24. https://doi.org/10.1111/j. 1475-2743.2005.tb00102.x

Batjes NH. Technologically achievable soil organic carbon sequestration in world croplands and grasslands. Land Degrad Dev. 2019; 30: 25–32. https://doi.org/10.1002/ldr.32

Bernardi ACC, Machado PLO, Freitas PL, Coelho MR, Leandro WM, Júnior JPO, Oliveira RP, Santos HG, Madari BE, Carvalho MCS. Correção do solo e adubação no sistema de plantio direto nos cerrados. Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 2003. 22p. (Documento 46).

Bernardi ACC, Esteves SN, Pezzopane JRM, Alves TC, Berndt A, Pedroso AF, Rodrigues PHM, Martin Neto L, Oliveira PPA. Estoques de carbono no solo em sistemas integrados no bioma Mata Atlântica. In: Sotta ED, Sampaio FG, Costa MSN (Ed.). Coletânea de fatores de emissão e remoção de gases de efeito estufa da pecuária brasileira. Brasília: MAPA-SENAR. 2020. p.104-105.

Bieluczyk W, Piccolo MC, Pereira, MG, Moraes MT, Soltangheisi A, Bernardi ACC, Pezzopane JRM, Oliveira PPA, Moreira MZ, Camargo PB, Dias CT, Batista I, Cherubin MR. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. Geoderma. 2020; 371: 114368. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368

Bieluczyk W, Piccolo MC, Pereira, MG, Lambais GR, Moraes MT, Soltangheisi A, Bernardi ACC, Pezzopane JRM, Bosi C, Cherubin MR. Eucalyptus tree influence on spatial and temporal dynamics of fine-root growth in an integrated crop-livestock-forestry system in southeastern Brazil. Rhizosphere. 2021; 19: 100415. https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100415

Bieluczyk W. Crescimento e decomposição de raízes finas e qualidade do solo sob sistemas integrados de agricultura, pecuária e floresta (São Carlos, SP) [tese]. Piracicaba: Universidade de São Paulo. 2018. https://doi.org/10.11606/T.64.2018.tde-24102018-151618

Bonaudo T, Bendahan AB, Sabatier R, Ryschawy J, Bellon S, Leger F, Magda D, Tichit M. Agroecological principles for the redesign of integrated crop-livestock systems. Eur J Agron. 2014; 57: 43-51. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.09.010

Bonetti JA, Anghinoni I, Gubiani PI, Cegagno D, Moraes MT. Impact of a long-term crop-livestock system on the physical and hydraulic properties of an Oxisol. Soil Tillage Res. 2019; 186: 280-291. https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.003

Bonetti JA, Paulino HB, de Souza ED, Carneiro MAC, da Silva GN. Influência do sistema integrado de produção agropecuária no solo e na produtividade de soja e braquária. Pesqui Agropecu Trop. 2015; 45(1):104-112. https://doi:10.1590/1983-40632015v4529625

Bonetti JA. Atributos físicos, hídricos e biológicos de solo e de planta em sistemas integrados de produção agropecuária [tese]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2017.

Bonetti JA, Anghinoni I, Moraes MT, Fink JR. Resilience of soils with different texture, mineralogy and organic matter under long-term conservation systems. Soil Tillage Res. 2017; 174:104-112. https://doi.org/10.1016/j.still.2017.06.008

Borges AL, Accioly AMA. Amostragem de Solo para Recomendação de Calagem e Adubação. 1. ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura Tropical. 2007. 4p. (Comunicado Técnico 122).

Bouma J. Soil science contributions towards Sustainable Development Goals and their implementation: Linking soil functions with ecosystem services. J Plant Nutr Soil Sci. 2014; 177: 111-120. https://doi.org/10.1002/jpln.201300646

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono) / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República. – Brasília: MAPA/ACS. 2012. 173 p.

Bungenstab DJ, Almeida RG. Integrated crop-livestock-forestry systems: a Brazilian experience for sustainable farming. 1. ed. Brasília: Embrapa. 2014.

Cardoso EJBN, Andreote FD. Microbiologia do Solo. 2. ed. Piracicaba: ESALQ. 2016.

Carmona FDC, Gustavo L, Denardin DO, Martins AP, Anghinoni, Ibanor, Carvalho PCF. Sistemas integrados de produção agropecuária em terras baixas: a integração lavoura-pecuária como o caminho da intensificação sustentável da lavoura arrozeira. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre-RS. 2018. p.1-164.

Carmona FC, Anguinoni I, Mezzari CP, Martins AP, Carvalho PCF. Effectiveness of Current Fertilizer Recommendations for Irrigated Rice in Integrated Crop-Livestock Systems. Rev Bras Cienc Solo. 2016; 40: e0140798. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs2014079

Carter MR, Gregorich EG. Soil Sampling and Methods of Analysis. 2. ed. Boca Raton: CRC; 2007.

Carvalho PCF, Barro RS, Barth Neto A, et al. Integrating the pastoral component in agricultural systems. Rev Bras Zootec. 2018; 47: e20170001. https://doi.org/10.1590/rbz4720170001

Carvalho PCF, Moraes AD, Pontes LDS, Anghinoni I, Sulc RM, Batello C. Definições e terminologias para sistema integrado de produção agropecuária. Rev Cien Agron. 2014; 45(5): 1040-1046.

Carvalho PCF, Anghinoni I, Moraes A, Souza ED, Sulc RM, Lang CR, Flores JPC, Lopes MLT, Silva JLS, Conte O, Wesp CL, Levien R, Fontaneli RS, Bayer C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. Nutr Cycl Agroecosys. 2010; 88: 259-273. doi: 10.1007/s10705-010-9360-x

Carvalho FP, Melo CAD, Machado MS, Dias DCFS, Alvarenga EM. The allelopathic effect of eucalyptus leaf extract on grass forage seed. Planta Daninha. 2015; 33: 193–201. https://doi.org/10.1590/0100-83582015000200004

Carvalho MM, Xavier DF. Sistemas silvipastoris para recuperação e desenvolvimento de pastagens. In: Aquino AM, Assis RL (Ed.). Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável. 1. Ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2005. p.497-518.

Carvalho P, Domiciano LF, Mombach MA, Nascimento HLB, Cabral LS, Sollenberger LE, Pereira DH, Pedreira BC. Forage and animal production on palisadegrass pastures growing in monoculture or as a component of integrated crop–livestock–forestry systems. Grass Forage Sci. 2019; 74: 650-660. https://doi.org/10.1111/gfs.12448

Cassol EA, Denardin JE, Kochhann RA. Sistema Plantio Direto: evolução e implicações sobre a conservação do solo e da água. In: Ceretta CA, Silva LS, Reichert JM (Ed.). Tópicos em Ciência do Solo. Volume 5. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2007. p 333–369.

Castro Dias MB, Costa CAP, Severiano EC, Bilego UO, Furtini Neto AE, Almeida DP, Brand SC, Vilela L. Brachiaria and Panicum maximum in an integrated crop-livestock system and a second-crop maize system in succession with soybean. The Journ Agric Sci. 2020; 158: 349–349. https://doi.org/10.1017/S0021859620000659

Chen H, Liu J, Li D, Xiao K, Wang K. Controls on soil arylsulfatase activity at a regional scale. Eur J Soil Biol. 2019; 90: 9–14. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.11.001

Cherubin MR, Karlen DL, Franco ALC, Cerri CEP, Tormena CA, Cerri CA. A Soil Management Assessment Framework (SMAF) Evaluation of Brazilian Sugarcane Expansion on Soil Quality. Soil Sci Soc Am J. 2016; 80: 215-226. https://doi.org/10.2136/sssaj2015.09.0328

Cherubin MR, Tormena CA, Karlen DL. Soil Quality Evaluation Using the Soil Management Assessment Framework (SMAF) in Brazilian Oxisols with Contrasting Texture. Rev Bras Ciência do Solo. 2017; 41: 1–18. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160148

Cohn AS, Mosnier A, Havlík P, Valin H, Herrero M, Schmid E, O'Hare M, Obersteiner M. Cattle ranching intensification in Brazil can reduce global greenhouse gas emissions by sparing land from deforestation. Proc Natl Acad Sci U.S.A. 2014; 111: 7236–7241. https://doi.org/10.1073/pnas.1307163111

Cortner O, Garrett RD, Valentim JF, Ferreira J, Niles MT, Reis J, Gil J. Perceptions of integrated crop-livestock systems for sustainable intensification in the Brazilian Amazon. Land use policy. 2019; 82: 841–853. https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2019.01.006

Costa SEVGA, Souza ED, Anguinoni I, Carvalho PCF, Martins AP, Kunrath TR, Cegagno D, Balerini F. Impact of an integrated no-till crop-livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. Agric Ecosyst Environ. 2014; 190: 43-51. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.001

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul. 2016.

Cruz JC, Alvarenga RC, Viana JHM, Pereira-Filho IA, Filho MR de A, Santana DP. Sistema de Plantio Direto de Milho [internet]. 2005 Disponível em: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/milho/arvore/CONTAG01_72_59200523355.html#.

Damian JM, Silva Matos E, Pedreira BC, Carvalho PCF, Souza AJ, Andreote FD, Premazzi LM, Cerri CEP. Pastureland intensification and diversification in Brazil mediate soil bacterial community structure changes and soil C accumulation. Appl Soil Ecol. 2021; 160: 103858, https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103858

Davis AS, Hill JD, Chase CA, Johanns AM, Liebman M. Increasing Cropping System Diversity Balances Productivity, Profitability and Environmental Health. PLoS One. 2012; 7: e47149. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047149

Denardin JE, Faganelo A, Santi A. Falhas na implementação do sistema plantio direto: Problemas têm acontecido e são resultantes do descaso com a adoção plena do complexo de processos tecnológicos que compõem o sistema de plantio direto. Rev A Lavoura. 2009; 112(671): 20-22.

Denardin LGO, Martins AP, Bastos LM, Ciampitti IA, Anghinoni I, Moojen FG, Carvalho PCF, Huang M, Chabbi A. Soybean yield does not rely on mineral fertilizer in rotation with flooded rice under a no-till integrated crop-livestock system. Agronomy. 2020b; 10(9): 1371. https://doi.org/10.3390/agronomy10091371

Denardin LGO, Martins AP, Carmona FC, Veloso MG, Carmona GI, Carvalho PCF, Anghinoni I. Integrated crop-livestock systems in paddy fields: New strategies for flooded rice nutrition. Agron J. 2020a; 112: 2219–2229. doi:10.1002/agj2.20148

Deng SP, Tabatabai MA. Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils: III. Phosphatases and arylsulfatase. Biol Fertil Soils. 1997; 24: 141-146. https://doi.org/10.1007/s003740050222

Dias-filho MB, Ferreira JN. O Pastejo e a Biodiversidade da Pastagem. 1. ed. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. 2009. 46p.

Didoné EJ, Minella JPG, Reichert JM, Merten GH, Dalbianco L, de Barros CAP, Ramon R. 2014. Impact of no-tillage agricultural systems on sediment yield in two large catchments in Southern Brazil. J Soils Sediments. 2014;14(7): 1287–1297. doi:10.1007/s11368-013-0844-6

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Intergovernmental Technical Panel on Soils. Status of the World’s Soil Resources [internet]. Intergovernmental Technical Panel on Soils; 2015. Disponível em: http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. The future of food and agriculture [internet]. Trends and Challenges; 2017. Disponível em: http://www.fao.org/3/a-i6583e.pdf.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO. Principles of no-till [internet]. 2014. Disponível em: http://www.fao.org/conservation-agriculture/en/. Acesso em: 05 jun. 2021.

Farias GD, Dubeux JCB, Savian JV, Duarte LP, Martins AP, Tiecher T, Alves LA, Carvalho PCF, Bremm C. Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. Agron Sustain Dev. 2020; 40(6): 1-9. https://doi.org/10.1007/s13593-020-00643-2

Fisher MJ, Rao IM, Ayarza MA, Lascano CE, Sanz JI, Thomas RJ, Vera RR. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. Nature. 1994; 371: 236–238. https://doi.org/10.1038/371236a0

Ford MM. Expanding agroforestry in Minnesota, USA: assessing the potential for silvopasture as an alternative to passive woodland grazing [dissertação]. St Paul: University of Minnesota; 2016.

Franco AJ, Silva APV, Souza ABS, Oliveira RF, Batista ER, Souza ED, Silva AO, Carneiro, MAC. Plant diversity in integrated crop-livestock systems increases the soil enzymatic activity in the short term. Pesqui Agropecu Trop. 2020; 50: 1–11. https://doi.org/10.1590/1983-40632020V5064026

Freire LR, Balieiro FC, Zonta E, Anjos LHC, Pereira MG, Lima E et al. Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro. Embrapa; Seropédica Editora: Universidade Rural. 2017. 430p.

Freitas IC, Ribeiro JM, Araújo NCA, Santos MV, Sampaio RA, Fernandes LA, Azevedo AM, Feigl BJ, Cerri CEP, Frazão LA. Agrosilvopastoral Systems and Well-Managed Pastures Increase Soil Carbon Stocks in the Brazilian Cerrado. Rangel Ecol Manag. 2020; 73: 776–785. https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001

Galiana A, Balle P, N'Gessan Kanga A, Domenash AM. Nitrogen fixation estimated by the 15N natural abundance method in Acacia mangium Willd. inoculated with Bradyrhizobium sp. and grown in silvicultural conditions. Soil Biol Biochem. 2002; 34:251–262. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00179-1

Gao J, Liu Z, Zhao B, Dong S, Liu P, Zhang J. Shade stress decreased maize grain yield, dry matter, and nitrogen accumulation. Agron. J. 2020; 112: 2768–2776. https://doi.org/10.1002/agj2.20140

Garrett RD, Koh I, Lambin EF, Waroux YP, Kastens JH, Brown JC. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. Glob Environ Chang. 2018; 53: 233–243. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011

Garrett RD, Ryschawy J, Bell LW, Cortner O, Ferreira J, Garik AVN, Gil JDB, Klerkx L, Moraine M, Peterson CA, Reis JC, Valentim JF. Drivers of decoupling and recoupling of crop and livestock systems at farm and territorial scales. Ecol Soc. 2020; 25: 1-24. https://doi.org/10.5751/ES-11412-250124

Gillespie AR, Jose S, Mengel DB, Hoover WL, Pope PE, Seifert JR, Biehle DJ, Stall T, Benjamin TJ. Defining competition vectors in a temperate alley cropping system in the mid-western USA: 1. Production physiology. Agroforestry Systems. 2000; 48: 25-40. https://doi.org/10.1023/A:1006285205553

Giro A, Pezzopane JRM, Barioni Junior W, Pedroso AF, Lemes AP, Botta D, Romanello N, Barreto AN, Garcia AR. Behavior and body surface temperature of beef cattle in integrated crop-livestock systems with or without tree shading. Sci Total Environ. 2019; 684: 587–596. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.377

Glatzle S, Stuerz S, Giese M, Pereira, M, Almeida RG, Bungestab DJ, Macedo MCM, Asch F. Seasonal Dynamics of Soil Moisture in an Integrated-Crop-Livestock-Forestry System in Central-West Brazil. Agriculture. 2021; 11(3): 245. https://doi.org/10.3390/agriculture11030245

Guimarães-Filho C, Soares JGG. Fruti-Ovinocultura: Limitações e possibilidades de consorciar ovinos com fruteiras. In: Anais do I Simpósio Internacional sobre o Agronegócio da Caprinocultura Leiteira; Simpósio Internacional sobre Caprinos e Ovinos de Corte, 2, 2003, João Pessoa, João Pessoa-EMEPA. 2003. .p.233-242. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/152177

Haynes RJ, Williams PH. 1993. Nutrient Cycling and soil fertility in grazed pature ecosystem Part II. Adv Agron. 49:119–199.

Hendrickson JR, Hanson JD, Tanaka DL, Sassenrath G. Principles of integrated agricultural systems: Introduction to processes and definition. Renew Agric Food Syst. 2008; 23: 265–271. https://doi.org/10.1017/S1742170507001718

Hopkins A, Holz B. Grassland for agriculture and conservation: production, quality and multi-functionality. Agronomy Research. 2006; 4: 3-20. Disponível em: https://agronomy.emu.ee/category/volume-04-2006/number-1-volume-4-2006/

Houghton RA, Hall F, Goetz SJ. Importance of biomass in the global carbon cycle. J Geophys Res Biogeosci. 2009; 114: 1-13. https://doi.org/10.1029/2009JG000935

Hudson, NW. Soil conservation. 3 ed. Ithaca: Cornell University Press. 1995.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change: Working Group III Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report. 2015. p.811-922. Cambridge: Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/cbo9781107415416.017

Juerges N, Hansjurgens B. Soil governance in the transition towards a sustainable bioeconomy. J Clean Prod. 2018;170: 1628-1639. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.143

Karlen DL, Ditzler CA, Andrews SS. Soil quality: Why and how? Geoderma. 2003; 114: 145–156. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00039-9

Karlen DL, Mausbach MJ, Doran JW, Cline RG, Harris RF, Schuman GE. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). Soil Sci Soc Am J. 1997; 61: 4. https://doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100010001x

Khlifa R, Paquette A, Messier C, Reich PB, Munson AD. Do temperate tree species diversity and identity influence soil microbial community function and composition? Ecol Evol. 2017; 7: 7965–7974. https://doi.org/10.1002/ece3.3313

Kunrath TR, Nunes PAA, Souza Filho W, Cadenazzi M, Bremm C, Martins AP, Carvalho PCF. Sward height determines pasture production and animal performance in a long-term soybean-beef cattle integrated system. Agric Syst. 2020; 177: 102716. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102716

Lal, R. Soil health and carbon management. Food Energy Secur. 2016; 5: 212-222. https://doi.org/10.1002/fes3.96

Lançanova JAC, Restle J, Santos GL. Produção e qualidade do capim papuã (*Brachiaria plantaginea*) sob efeito de frequências de corte e nitrogênio. Cienc Rural. 1988; 18: 343–354.

Laroca JVS, Souza JMA, Pires GC, Pires GJC, Pacheco LP, Santos FD, Wruck FJ, Carneiro MAC, Souza ED. Soil quality and soybean productivity in Crop-Livestock Integration Systems in no-tillage. Pesqui Agropecu Bras. 2018; 53: 1248-1258. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018001100007

Latawiec AE, Strassburg BBN, Junqueira AB, Araujo E, Luiz LF, Pinto HAN, Castro A, Rangel M, Malaguti GA, Rodrigues AF, et al. 2019. Biochar amendment improves degraded pasturelands in Brazil: environmental and cost-benefit analysis. Sci Rep. 2019; 9(1): 1–12. doi:10.1038/s41598-019-47647-x

Le Quéré C. et al. Global Carbon Budget 2016. Earth System Science Data. 2016; 8(2): 605-649. https://doi.org/10.5194/essd-8- 605-2016

Lemaire G. Ecophysiology of grasslands: dynamic aspects of forage plant population in grazed swards (online). In: International Grassland Congress. São Pedro. 2001. p.29–37. Disponível em: https://userweb.weihenstephan.de/lattanzi/Lit/Lemaire%202001.pdf.

Lemaire G, Franzluebbers A, Carvalho PC de F, Dedieu B. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. Agric Ecosyst Environ. 2014; 190: 4-8. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009

Liu C, Song Y, Dong X, Wang X, Ma X, Zhao G, Zang S. Soil enzyme activities and their relationship with soil C, N and P in Peatlands from different types of permafrost regions, Northeast China. Front Environ Sci. 2021; 9: 670769. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.670769

Lopes AAC, Sousa DMG, Chaer GM, Reis Junior FB, Goedert WJ, Mendes IC. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. Soil Sci Soc Am J. 2013; 77: 461 – 472. https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0191

López-Mársico L, Altesor A, Oyarzabal M, Baldassini P, Paruelo JM. Grazing increases below-ground biomass and net primary production in a temperate grassland. Plant Soil. 2015; 392: 155–162. https://doi.org/10.1007/s11104-015-2452-2

Louca S, Polz MF, Mazel F, Albright MBN, Huber JA, O´Connor MI, Ackermann M, Hahn AS, Srivastava DS, Crowe SA, Doebeli MD, Parfrey LW. Function and functional redundancy in microbial systems. Nat Ecol Evol. 2018; 2: 936–943. https://doi.org/10.1038/s41559-018-0519-1

Macedo MCM. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. Rev Bras Zoot. 2009; 38: 133-146.

Madari BE, Cuadra SV, Oliveira PPA, Higa RCV, Ramos NP, Andrade CA, Kemenes A, Gondim RS. The role of agriculture in mitigating greenhouse gas emissions. In: Cuadra SV, Heinemann AB, Barioni LG, Mozzer GB, Bergier I. (Ed.). Climate action: contributions of Embrapa. Brasília: Embrapa. 2020. p. 57-65. (Sustainable development goals, 13).

MAFF. Fertiliser recommendations for agricultural and horticultural crops (RB 209). 7 ed. Londres: MAFF Publications. 2000.

Makoi JHJR, Ndakidemi PA. Selected soil enzymes: Examples of their potential roles in the ecosystem. Afr J Biotechnol. 2008; 7(3):181–191. https://www.academicjournals.org/AJB.

Martha GB, Alves E, Contini E. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. Agric Syst. 2012; 110: 173-177. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.03.001

Martin G, Moraine M, Ryschawy J, Magne MA, Asai M, Sarthou JP, Duru M, Therond O. Crop–livestock integration beyond the farm level: a review. Agron Sustain Dev. 2016; 36: 53. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0390-x

Martins AP, Denardin LG de O, Tiecher T, Borin JBM, Schaidhauer W, Anghinoni I, Carvalho PC de F, Kumar S. Nine-year impact of grazing management on soil acidity and aluminum speciation and fractionation in a long-term no-till integrated crop-livestock system in the subtropics. Geoderma. 2020; 359: 113986. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113986

Martins AP, Kunrath TR, Anghinoni I, Carvalho PCF. Integração soja-bovinos de corte no Sul do Brasil: 15 anos de resultados. 2. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2015.

Martins AP, Gomes MV, Denardin LGO, Freitas TFS, Anguinoni I, Bayer C, Tiecher T, Kunrath, TR, Carvalho PCF. Melhorias ambientais proporcionadas pelos sistemas integrados de produção agropecuária. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino HB, (Ed.). Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil. 1ed. Tubarão: Copiart. 2018. p.45-70.

Martins AP, Costa SEVGAC, Anguinoni I, Kunrath TR, Balerini F, Cecagno D, Carvalho PCF. Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop-livestock system under different grazing intensities. Agric Ecosyst Environ. 2014; 195: 18-28. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.012

Martins JD, Restle J, Barreto IL. Produção animal em capim papuã (Brachiaria plantaginea) submetido a níveis de nitrogênio. Cienc Rural. 2000; 30: 887-892. https://doi.org/10.1590/S0103-84782000000500025

Mathews BW, Sollenberger LE. Tritschler II JP. Grazing systems and spatial distribution of nutrients in pastures - soil considerations. In: Joost RE, Roberts CA, editors. Nutrient cycling in forage systems. Columbia: University of Missouri; 1996. p.213-229.

Meiss H, Mediene S, Walhardt R, Caneill J, Munier-Jolain N. Contrasting weed species composition in perennial alfafas and six annual crops: implications for integrated weed management. Agron Sustain Dev. 2010; 30: 657-666. https://doi.org/10.1051/agro/2009043

Melloto AM, Laura VA, Bungenstab DJ, Ferreira AD. Espécies florestais em sistemas de produção em integração. In: Bungenstab DJ (Ed.). Sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta: a produção sustentável. 2. ed. Brasília: Embrapa; 2012. p.95-120.

Mendes IC, Chaer GM, Sousa DMG, Reis Júnior FB, Dantas OD, Oliveira MIL, Lopes AAC, Souza LM. Bioanálise de solo: a mais nova aliada para a sustentabilidade agrícola. 1. ed. Piracicaba: NPCT. 2020. 11p. (Informações agronômicas NPCT nº 8).

Mendes IC, Souza DMG, Reis Junior FB, Lopes AAC. Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo. 1. ed. Planaltina: Embrapa. 2018. 23p. (Circular Técnica 38).

Mendes MMS, Lacerda CF, Cavalcante ACR, Fernandes FEP, Oliveira TS. Desenvolvimento do milho sob influência de árvores de pau-branco em sistema agrossilvipastoril. Pesqui Agropecu Bras. 2013; 48: 1342-1350. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013001000005

Minasny B, et al. Soil carbon 4 per mille. Geoderma. 2017; 292: 59-86. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002

Montanarella L. Agricultural policy: Govern our soils. Nature. 2015; 528: 32-33. https://doi.org/10.1038/528032a

Montgomery DR. Soil erosion and agricultural sustainability. Proc Natl Acad Sci U S A. 2007; 104: 13268-13272. https://doi.org/10.1073/pnas.0611508104

Moraes A, Carvalho PCF, Crusciol CAC, Lang CR, Pariz CM, Deiss L, Sulc RM. Integrated Crop-Livestock Systems as a Solution Facing the Destruction of Pampa and Cerrado Biomes in South America by Intensive Monoculture Systems. In: Lemaire G, Carvalho PCF, Kronberg S, Recous SBT, editors. Agroecosystem Diversity. Cambridge, Academic Press: 2019. p. 257–273. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00016-9

Moraes A, Carvalho PCF, Anghinoni I, Lustosa SBC, Costa SEVGA, Kunrath TR. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. Eur J Agron. 2014; 57: 4–9. https://doi.org/10.1016/j.eja.2013.10.004

Moraes A, Carvalho PCF, Balbino L, Souza ED. Sistemas de integração lavoura-pecuária. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino, HB,(Ed.). Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil. Tubarão, Copiart. 2018. p. 205-219.

Moreira GM, Neves JCL, Magalhães CAS, Farias Neto, AL, Sauer G, Silva JFV, Fernandes, RBA. Soil chemical attributes in response to tree distance and sun-exposed faces after the implantation of an integrated crop-livestock-forestry system. Rev Arvore. 2018; 42: 1–9. https://doi.org/10.1590/1806-90882018000400005

Mottet A, Haan C, Falcucci A, Tempio G, Opio C, Gerber P. Livestock: On our plates or eating at our table? A newanalysis of the feed/food debate. Glob Food Sec. 2017; 14: 1–8. https://doi.org/10.1016/j.gfs.2017.01.001

Nair PKR. Agroforestry: trees in support of sustainable agriculture. In: Elias SA, Marshall S, Goldstein M, editors. Reference module in earth systems and environmental sciences. Londres: Elsevier. 2013. p.33–44. https://doi. org/10.1016/B978-0-12-409548-9.05088-0

Nair PKR, Nair VD, Kumar BM, Showalter JM. Carbon sequestration in agroforestry systems. Adv Agron. 2010; 108: 237–307. https://doi.org/10.1016/S0065- 2113(10)08005-3

Nicodemo MLF, Castiglioni PP, Pezzopane JRM, Tholon P, Carpanezzi AA. Reducing Competition in Agroforestry by Pruning Native Trees. Rev Árvore. 2016; 40: 509–518. https://doi.org/10.1590/0100-67622016000300014

Nicodemo MLF, Silva PS, Thiago LRLS, Gontijo Neto MM, Laura VA. Sistemas silvipastoris: introdução de árvores na pecuária do Centro-Oeste brasileiro. 1.ed. Campo Grande:Embrapa Gado de Corte. 2004. 37p. (Documentos 146)

Ofugi C, Magalhães LL, Melido RCN, Silveira VP. Integração lavoura-pecuária (ILPF), sistemas agroflorestais (SAFs). In: Trecenti R, Oliveira MC, Hass G, editors. Integração lavoura-pecuária-silvicultura: boletim técnico. Brasília: MAPA/SDC. 2008. p.20-25.

Oliveira JM, Madari BE, Carvalho MTDM, Assis PCR, Silveira ALR, Leles Lima M, Wruck, FJ, Medeiros JC. Machado PLOA. Integrated farming systems for improving soil carbon balance in the southern Amazon of Brazil. Reg Environ Chang. 2018; 18: 105-116. https://doi.org/10.1007/s10113-017-1146-0

Oliveira SM, Almeida REM, Junior CP, Reis AFB, Souza LFN, Favarin JL. Contribution of corn intercropped with brachiaria species to nutrient cycling. Pesqui Agropecu Trop. 2019; 49: e55018. https://doi.org/10.1590/1983-40632019v4955018

Oliveira PPA, Berndt A, Pedroso AF, Alves TC, Pezzopane JRM, Sakamoto LS, Henrique FL, Rodrigues PHM. Greenhouse gas balance and carbon footprint of pasture-based beef cattle production systems in the tropical region (Atlantic Forest biome). Animal. 2020; 1: 1-11. https://doi.org/10.1017/S1751731120001822

Ong CK. Quantifying the effects of tree–crop interaction. In: Ong CK, Huxley P, editors. Tree–crop interactions. Wallingford: CAB International Press. 1996. p. 1–23.

Pacciullo DSC, Campos NR, Gomide CAM. Castro CRT, Tavella RC, Rossiello ROP. Crescimento de capim-braquiária influenciado pelo nível de sombreamento e pela estação do ano. Pesqui Agropecu Bras. 2008; 43: 917-923. https://doi.org/10.1590/S0100-204X200800070001

Pezzopane JRM, Bonani WL, Bosi C, Rocha ELF, Bernardi ACC, Pedroso AF. Reducing competition in a crop–livestock–forest integrated system by thinning eucalyptus trees. Exp Agric. 2020a; 56: 574-586. https://doi.org/10.1017/S0014479720000162

Pezzopane JRM, Bosi C, de Campos Bernardi AC, Oliveira PPA. Managing eucalyptus trees in agroforestry systems: Productivity parameters and PAR transmittance. Agric Ecosyst Environ. 2021; 312: 107350. https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107350

Pezzopane JRM, De Campos Bernardi AC, Azenha MV, Oliveira PPA, Cristiam B, Pedroso AF, Esteves, SN. Production and nutritive value of pastures in integrated livestock production systems: Shading and management effects. Sci Agric. 2020b; 77: 20180150. https://doi.org/10.1590/1678-992x-2018-0150

Pezzopane JRM. Nicodemo MLF, Bosi C, Garcia AR, Lulu J. Animal thermal comfort indexes in silvopastoral systems with different tree arrangements. J Therm Biol. 2019a; 79: 103–111. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2018.12.015

Pezzopane JRM. Bernardi ACC, Bosi C, Oliveira PPA, Marconato MH, Pedroso AF, Esteves SN. Forage productivity and nutritive value during pasture renovation in integrated systems. Agroforestry Systems. 2019b; 93: 39–49. https://doi.org/10.1007/s10457-017-0149-7

Pezzopane JRM, Bosi C, Nicodemo MLF, Santos PM, Cruz PG, Parmejiani RS. Microclimate and soil moisture in a silvopastoral system in southeastern Brazil. Bragantia. 2015; 74: 110-119. https://doi.org/10.1590/1678-4499.0334

Pires GC. Alterações de curto prazo em indicadores de qualidade do solo em sistema integrado de produção agropecuária com diferentes estratégias de adubação no Cerrado. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 2021. 55p.

Porfirio-da-Silva V, Medrado MJS, Nicodemo MLF, Dereti RM. Arborização de pastagens com espécies florestaismadeireiras: implantação e manejo. 1. ed. Colombo: Embrapa Florestas. 2010. 48p.

Portilho IIR, Scorza Júnior RP, Salton JC, Mendes IM, Mercante FM. Persistência de inseticidas e parâmetros microbiológicos em solo sob sistemas de manejo. Cienc Rural. 2015; 45: 22-28. https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20131328

Raij B, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JÁ. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agronômico. 2001. 285 p.

Ramankutty N, Mehrabi Z, Waha K, Jarvis L, Kremen C, Herrero M, Rieseberg LH. Trends in global agricultural land use: implications for environmental health and food security. Annu Rev Plant Biol. 2018; 69: 789-815. https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-042817-040256

Ramos FT, Dores EFGC, Weber OLS, Beber DC, Campelo Jr JH, Maia JCS. Soil organic matter doubles the cation exchange capacity of tropical soils under no-till farming in Brazil. J Sci Food Agric. 2018; 98: 3595-3602. https://doi.org/10.1002/jsfa.8881

Reeder JD, Schuman GE. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. Environ Pollut. 2002; 116: 457-63. doi: 10.1016/S0269-7491(01)00223-8

Rockstrom J, Williams J, Daily G, Noble A, Matthews N, Gordon L, Wetterstrand H, Declererck F, Shah M, Steduto P, Fraiture C, Hatibu N, Unver O, Bird J, Sibanda L, Smith J. Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. Ambio. 2016;46: 4-17. https://doi.org/10.1007/s13280-016-0793-6

Sá JCDM, Tivet F, Lal R, Briedis C, Hartman, DC, Santos JF. Long-term tillage systems impact on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. Soil Tillage Res. 2014; 136: 38–50. https://doi.org/10.1016/j.still.2013.09.010

Sá JCM, Lal R, Cerri CC, Lorenz K, Hungria M, Carvalho PCF. Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. Environ Int. 2017; 98: 102–112. https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020

Sá TDA. Aspectos climáticos associados a sistemas agroflorestais: implicações no planejamento e manejo em regiões tropicais. In: Anais do Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais; 1994. Porto Velho, Brasil. Colombo: Embrapa. 1994. p.391-431

Salton JC, Hernani LC, Fontes CZ. Sistema Plantio Direto: 500 perguntas 500 respostas. 1. ed. Brasília: Embrapa;1998.

Salton JC, Mercante FM, Tomazi M, Zanatta JA, Conceição G, Silva WM, Retore M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. Agric Ecosyst Environ. 2014; 190: 70–79. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.023

Sandini IE, Moraes A, Pelissari A, Neumann M, Falbo MK, Novakowiski JH. Efeito residual do nitrogênio na cultura do milho no sistema de produção integração lavoura-pecuária. Cienc Rural. 2011; 41: 1315–1322. https://doi.org/10.1590/S0103-84782011005000099

Sarto MVM, Borges WLB, Sarto JRW, Rice CW, Rosolem CA. Root and shoot interactions in a tropical integrated crop–livestock–forest system. Agric Syst. 2020a; 181: 102796. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102796

Sarto MVM, Borges WLB, Sarto JRW, Rice CW, Rosolem CA. Deep soil carbon stock, origin, and root interaction in a tropical integrated crop – livestock system. Agrofor Syst. 2020b; 94: 1865-1877. https://doi.org/10.1007/s10457-020-00505-6

Sarto MVM, Borges WLB, Sarto JRW, Pires, CAB, Rice CW, Rosolem CA. Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. Appl Soil Ecol. 2020c; 145: 103350. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.08.012

Sartor LR, Sandini IE, Adami PF, Novakowiski JH, Ruthes BES. Corn yield and grain nutritional status in a crop-livestock system with winter/summer nitrogen levels. Int J Plant Prod. 2018; 12: 309–314. https://doi.org/10.1007/s42106-018-0028-9

SBCS/NEPAR – Núcleo Estadual do Paraná da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná. 2. ed. Curitiba: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Estadual do Paraná. 2019.

Serra A. P, Almeida RG, Laura VA, Ferreira AD. Fundamentos técnicos para implantação de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta com eucalipto. In: Bungestab DJ, Almeida RG, Laura VA, Balbino LC, Ferreira AD (Ed.). ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta, 1. ed. Brasília: Embrapa. 2019. p. 347-365.

Silva VP. Produtividade em sistema de integração lavoura-pecuária - floresta no subtrópico brasileiro [tese]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 2012.

Simmelsgaard SE. The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. Soil Use Manag. 1998; 14(1): 30-36.

Smith P, House JI, Bustamante M, et al. Global change pressures on soils from land use and management. Glob Chang Biol. 2016; 22: 1008–1028. https://doi.org/10.1111/gcb.13068

Sousa LF, Mauricio RM, Gonçalves LC, et al. Produtividade e valor nutritivo da Brachiaria brizantha cv. Marandu em um sistema silvipastoril. Arq Bras Med Vet Zootec. 2007; 59: 1029-1037. https://doi.org/10.1590/S0102-09352007000400032

Soussana JF, Lemaire G. Coupling carbon and nitrogen cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. Agric Ecosyst Environ. 2014; 190: 9-17. doi: 10.1016/j.agee.2013.10.012

Souza ED, Silva FD, Pacheco LP, et al (2018) Matéria Orgânica do Solo em Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino, HB (Ed.). Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil. Tubarão, Copiart. 2018. p.107–122.

Stefan L, Hartmann M, Engbersen N, Six J, Schob C. Positive Effects of Crop Diversity on Productivity Driven by Changes in Soil Microbial Composition. Front Microbiol. 2021; 12: 6607. https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.660749

Steinauer K, Tilman D, Wragg PD, Cesarz S, Cowles JM, Pritsch K, Reich PB, Weisser WW, Eisenhauer N. Plant diversity effects on soil microbial functions and enzymes are stronger than warming in a grassland experiment. Ecology. 2015; 96: 99–112. https://doi.org/10.1890/14-0088.1

Tabatai MA. Soil enzymes. In: Weaver RW, Angle S, Bottomley PS, Bezdicek D, Smith S, Tabatabai A, Wollum A (Ed.). Methods of Soil Analysis Part 2: Microbiological and Biochemical Properties. Madison: Soil Science Society of America. 1994. p.778-833.

Tabatai MA, Bremner JM. Arylsulfatase activity of soils. Soil Sci Soc Am Proc. 1970; 34: 225-229. https://doi.org/10.2136/sssaj1970.03615995003400020016x

Thomason WE, Raun WR, Johnson GV. Winter wheat fertilizer nitrogen use efficiency in grain and forage production systems. J Plant Nutr. 1998; 23: 1505–1516. https://doi.org/10.1080/01904160009382118

Tiemann LK. Grandy AS, Atkinson EE, Marin-Spiotta E, Mcdaniel MD. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem. Ecol Lett. 2015; 18: 761-771. https://doi.org/10.1111/ele.12453

Vermeulen S, Bossio D, Lehmann J, Luu P, Paustian K, Webb C, Augé F, Bacudo I, Baedeker T, Havemann T, Jones C. A global agenda for collective action on soil carbon. Nature Sustainability. 2019; 2: 2-4. https://doi.org/10.1038/s41893-018-0212-z

Whitehead DC. Nutrient elements in grassland. 1 ed. Wallingford: CABI Publishing. 2000.

Wilson JR. Influence of planting four tree species on the yield and soil water status of gree panic pasture in subhumid south-east Queensland. Tropical Grasslands. 1998; 32: 209-220.

Yuan M, Duan J, Li J, Jian S, Gamage L, Dzantor KE, Hui D, Fay PA. Effects of nitrogen fertilization and bioenergy crop species on central tendency and spatial heterogeneity of soil glycosidase activities. Sci Rep. 2020; 10: 19681. https://doi.org/10.1038/s41598-020-76837-1

Zago LMS, Ramalho WP, Caramori S. Does crop-livestock-forest systems contribute to soil quality in Brazilian savannas? Floresta e Ambiente. 2019; 26: 1–10. https://doi.org/10.1590/2179-8087.034318

Zhang X, Dong W, Dai X, Schaeffer S, Yang F, Radosevich M, Xu L, Liu X, Sun X. Responses of absolute and specific soil enzyme activities to long term additions of organic and mineral fertilizer. Sci Total Environ. 2015; 536: 59-67. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.043

CAPÍTULO 5

MANEJO DO SOLO EM SISTEMAS AGROECOLÓGICOS E AGRICULTURA FAMILIAR

Fabiane Machado Vezzani
Engenheira Agrônoma, Universidade Federal do Paraná, Departamento de Solos e Engenharia Agrícola. E-mail: vezzani@ufpr.br.

Cristhian Hernandez Gamboa
Engenheiro em Agroecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. E-mail: cristianagroeco@gmail.com.

Jucinei José Comin
Engenheiro Agrônomo, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural. E-mail: j.comin@ufsc.br.

Guilherme Wilbert Ferreira
Engenheiro Agrônomo. Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. E-mail: guilherme.wilbert.ferreiraa@gmail.com.

Carlos Gustavo Tornquist
Engenheiro Agrônomo, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Solos. E-mail: carlos.tornquist@ufrgs.br.

1. INTRODUÇÃO

A sociedade atual busca um reencontro com a natureza. Uma conexão mais estreita, visando sua saúde, aquela conforme a concepção da Organização Mundial da Saúde, em que se constitui como o "completo estado de bem-estar físico, mental e social, e não simplesmente a ausência de enfermidade" (OMS, 2006). Bem-estar que se percebe interligado ao ambiente e que suas ações refiram no bom funcionamento de todos os outros fatores. Fala-se da Ecologia Reconciliatória, convidando as pessoas a desenvolverem, criarem, inventarem formas de aprender a "compartilhar" os espaços, que domina, com as outras espécies.

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), apresentados pelas Nações Unidas na Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, expõem o plano de ação para erradicação da fome. A abordagem dos ODS é holística, entre as pessoas e o ambiente, considerando prosperidade para todos em sociedades pautadas pela paz e em um espírito de solidariedade.

Termos como "Segurança do Solo" (McBratney et al., 2014) se tornam relevantes, pois trazem a abordagem da associação das funções edáficas no ecossistema com desafios globais para a humanidade, indicando procedimentos para definir o valor do solo e a forma como as pessoas estabelecem relações com ele. Agricultura regenerativa passa a ser um imperativo para a permanência dos sistemas produtivos de alimentos e fornecimento de energia e nutrientes adequados para proporcionar um estado saudável às pessoas.

Neste cenário, a produção de alimentos, em um contexto agroecológico, se apresenta como o processo de reconciliação do humano com a natureza, criando vínculos que se retroalimentam

positivamente. O manejo do solo precisa considerar o processo de ressignificação das percepções humanas sobre o solo – suas características e propriedades, a fim de propor outras formas de uso e manejo, especialmente, dos solos formados em ambientes tropicais pela maior intensificação de processos pedogenéticos, em função das altas temperaturas e umidade (Cardoso et al., 2018), que incluem aspectos de maior atividade biológica, maior cinética de dissolução de minerais, intensa lixiviação de produtos do intemperismo e eventos erosivos.

Como sociedade científica, a agroecologia tem uma história recente no Brasil, porém é fruto de movimentos da Agricultura Alternativa no país e no mundo há muito mais tempo (Jesus, 2005; Costa et al., 2017).

O termo "Agricultura Alternativa" foi cunhado na década de 1970, primeiramente na Holanda, para designar as diferentes formas de fazer agricultura orientadas por linhas filosóficas, metodologias, tecnologias ou restrição e proibição de determinados insumos (Caporal, 2009a), que surgiram em resposta ao modelo de agricultura industrial. A eficiência da modernização da agricultura foi avaliada unicamente pelo aumento da produtividade agrícola, desconsiderando as pessoas envolvidas e o ambiente (Jesus, 2005). Obviamente, sendo a produtividade o único indicador de sucesso do sistema produtivo, o processo de modernização gerou problemas sociais e ambientais, porque estes não estavam sendo observados (Jesus, 2005). As Agriculturas Alternativas, por outro lado, preocupam-se com o relacionamento dos seres humanos com a natureza, orientando ações que levem em consideração a conservação dos bens naturais (Lopes e Lopes, 2011) e à autonomia do agricultor, tanto na obtenção de insumos quanto para a comercialização dos produtos, pelo cunho socioeconômico e político (Caixeta e Pedini, 2002; Rocha, 2020). As formas mais difundidas de Agricultura Alternativas são a Orgânica, Biodinâmica, Biológica, Permacultura, Ecológica e Natural. Todavia, mesmo seguindo os preceitos específicos de uma das diferentes formas de fazer agricultura não significa que, necessariamente, o sistema produtivo está em um contexto agroecológico (Caporal, 2009a).

Nosso propósito aqui é trazer a concepção de agroecologia relacionada ao manejo do solo, com uma reflexão analítica do manejo ecológico no contexto agroecológico e a inserção da Agricultura Familiar. Consideramos que a história e a descrição de práticas e exemplos de manejo agroecológico do solo, de forma detalhada e adequada para tal fim, estão apresentadas em outros textos, a exemplo de Wezel e Soldat (2009), Wezel et al. (2014), Costa (2017), Cardoso e Fávero (2018) e PNAPO (2020).

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Agroecologia e Agricultura Familiar

A definição de agroecologia e a compreensão do seu significado passa por entender que se trata de uma área do conhecimento, portadora de uma revolução conceitual, integradora das ciências da natureza com as ciências sociais e humanas (Toledo et al., 2002; Caporal, 2009b). Constitui um pulo epistemológico e metodológico, promotor de abordagens inter e transdisciplinares da realidade (Toledo et al., 2002) e de novas maneiras de fazer ciência, de gerar conhecimento, de interagir com a natureza (Quiroz e Toledo, 2016).

Essa interpretação integradora da realidade, própria das áreas híbridas como a agroecologia, promove o surgimento de múltiplas abordagens em torno da sua definição. É comum associar o termo “agroecologia” como uma área científica que surge da combinação da ecologia com a agronomia, em que são aplicados conceitos e princípios ecológicos no desenho, manejo e estudo holístico de agroecossistemas, envolvendo elementos humanos e ambientais (Altieri, 2012; Gliessman, 2013). Como um conjunto de práticas e princípios agrícolas com foco na melhoria da resiliência e da sustentabilidade ecológica, socioeconômica e cultural dos sistemas agrícolas (Núñez, 2000; Rosset et al., 2011; Wezel et al., 2014). Ou agroecologia como um movimento social, contra a Revolução Verde, em busca de uma nova maneira de considerar a agricultura e suas relações com a sociedade (Parmentier, 2014; Silici, 2014) e a natureza, envolvendo cosmovisões dos povos indígenas, tradicionais e de ecologia profunda (Travis e Cox, 2014; Botelho et al., 2016).

No entanto, a agroecologia não pode ser definida exclusivamente como uma área do conhecimento científico, ou como um movimento social, nem como unicamente uma abordagem de práticas agrícolas (Parmentier, 2014). A agroecologia deve ser interpretada como uma ciência, como um movimento social e como uma prática ao mesmo tempo (Wezel et al., 2009). O termo “agroecologia” abarca o conjunto de ações integradas que permeia essas três dimensões (Wezel et al., 2009; Parmentier, 2014; Silici, 2014; FAO, 2020). Na Figura 1, está representado esse conceito.

Agroecologia

Ciência

Como os diferentes componentes do ecossistema agrícola interagem.

Escala de parcela ou campo

Escala de agroecossistema

Escala de sistema alimentar

Conjunto de Práticas

Para atingir sistemas agrícolas sustentáveis que otimizam e estabilizam a produção.

Técnicas

Movimento Social

Busca por multifuncionalidade da agricultura, promove justiça social, nutre a identidade e a cultura e reforça a viabilidade econômica das zonas rurais.

Desenvolvimento Rural

Agricultura Sustentável

Ambientalismo

Figura 1. Dimensões que integram o conceito de agroecologia.

Fonte: adaptado de Wezel et al., 2009; FAO, 2020.

Para entender a amplitude desta interpretação é preciso, minimamente, analisar a evolução da agroecologia ao longo da história. O conceito de agroecologia apareceu na literatura científica na década de 1930 (Wezel et al., 2009), se referindo às características e ao zoneamento do local de produção (Bensin, 1928). Os primeiros estudos, desenvolvidos entre as décadas de1930 e 1960, abrangeram áreas como zoologia (entomologia), geografia de plantas, ecologia, fisiologia vegetal e agronomia. Envolveram-se pesquisadores da Rússia, Estados Unidos e Alemanha, que evidenciaram as interações biológicas entre elementos do ecossistema e agricultura como parte da pesquisa agronômica, numa escala de parcela ou campo de produção (Silici, 2014) [Figura 1].

Durante as décadas de 1970 e 1980, como ciência, a agroecologia expandiu-se, fortalecendo a análise ecológica da agricultura, em uma escala no nível de organização de ecossistema, surgindo o conceito de agroecossistema (Figura 1). Em resposta aos impactos negativos da Revolução Verde que intensificaram o uso de agrotóxicos e a especialização da agricultura neste período, além da degradação de solos, águas e atmosfera, emergiram movimentos ecologistas, especialmente na Europa e nos Estados Unidos, em paralelo com

a implementação de um conjunto de práticas de produção voltadas à conservação dos recursos naturais (Nicholls et al., 2015; Costa et al., 2017). Fatos que levam a conceber a agroecologia como movimento social e como prática (Wezel et al., 2009; Silici, 2014) [Figura 1].

Na década de 1980, a agroecologia como prática foi fortemente estabelecida por agricultores rurais no México e na América Central. Nessa época, as práticas de agricultura indígena e camponesa para satisfazer necessidades de subsistência sem depender de tecnologias agrícolas modernas foram melhoradas (Nicholls et al., 2015). No Brasil, foi o conjunto de práticas e alternativas, não a agroecologia como ciência, que deram origem aos movimentos sociais, promovendo a Agricultura Familiar, a soberania e a autonomia alimentar (Wezel et al., 2009; Costa et al., 2017) [Figura 1]. Durante este período, surge no Brasil o Movimento de Agricultura Alternativa Brasileiro (MAA) após várias iniciativas anteriores, principalmente nos estados do Rio Grande do Sul, Paraná e São Paulo. O MAA era composto por profissionais das ciências agrárias e organizações não governamentais cuja finalidade era promover as agriculturas e os agricultores de base ecológica (Costa et al., 2017).

Nos anos 1990, a agroecologia, como ciência, incorpora o estudo holístico de agroecossistemas, incluindo elementos humanos e ambientais, pois, na área de produção agrícola os processos ecológicos ocorrem juntamente com as atividades humanas, que envolvem as áreas econômicas, sociais e culturais, abrangendo a escala de sistema alimentar (Silici, 2014) [Figura 1]. É nesse período que crescem os debates sobre a pluriatividade e multifuncionalidade da Agricultura Familiar e expande a mobilização da agroecologia brasileira, com o envolvimento de movimentos sociais, organizações não governamentais e instituições de ensino superior e de pesquisa, bem como órgãos de assistência técnica e extensão rural (Costa et al., 2017).

Entre os anos de 1970 e 1990, vários autores levantaram aspectos relevantes para o movimento da agroecologia no Brasil, os quais foram apresentados em Costa et al. (2017): o questionamento sobre o uso intensivo de tecnologias industriais na agricultura gerando o êxodo rural; a correlação do incremento de pragas e doenças com o uso de agrotóxicos nas lavouras. Ana Primavesi (1979) publicou seu livro “Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais”, tornando-se referência na área, o decréscimo da eficiência energética nos sistemas produtivos, o processo de modernização capitalista no campo e a substituição de mão de obra rural por tecnologias e processos de elevada dependência de capital, eventos, traduções de livros e pesquisas para promoção das Agriculturas Alternativas, e o espaço governamental, com o surgimento de organizações não governamentais e a elaboração de leis.

A partir dos anos 2000, na América Latina, a abordagem científica, as práticas e o movimento social da agroecologia se combinam. Em 2002, no Brasil, foi constituída a

Articulação Nacional de Agroecologia (ANA) que tem o propósito de articular e convergir ações de movimentos sociais, associações e organizações não governamentais, redes e grupos de trabalho para promoção da agroecologia e fortalecimento da Agricultura Familiar, com base na construção de alternativas sustentáveis de desenvolvimento rural (ANA, 2020). Em 2004, a Associação Brasileira de Agroecologia foi constituída, um ano após à realização do I Congresso Brasileiro de Agroecologia (CBA), o qual, desde então, vem expandido em número de participantes oriundos de instituições de ensino, pesquisa, extensão, sociedade civil organizada e agricultores. O CBA, realizado em 2019 em Aracaju, Sergipe, reuniu em torno de quatro mil pessoas[1].

Segundo a Associação Brasileira de Agroecologia, os CBAs foram criados com intuito de valorizar a dimensão científica da agroecologia, e, hoje, se constitui como "espaço de diálogo entre os conhecimentos científicos e práticos, construído por todos os parceiros da Agricultura Familiar e camponesa, no Brasil e no mundo" (ABA, 2020). Nos anos 2000, a Sociedade Científica Latino-Americana de Agroecologia (SOCLA) também é formada, e a agroecologia na dimensão científica enfatiza a soberania alimentar, a conservação dos recursos naturais, a agrobiodiversidade e fortalece os movimentos sociais rurais (Wezel et al., 2009) [Figura 1].

A abordagem combinada da agroecologia, como ciência, movimentos sociais e conjunto de práticas, predomina em países como Brasil, Estados Unidos e México. Na Alemanha, predomina a abordagem científica, não como um movimento ou conjunto de práticas; na França, a agroecologia tende a ser reconhecida, principalmente, como prática (Wezel et al., 2009). No Brasil, a agroecologia, como ciência, movimentos sociais e prática, tem incentivado agricultores familiares, extensionistas e pesquisadores à implementação de novos sistemas de produção e a consolidação de movimentos sociais, fortalecendo a visão política (o movimento), a aplicação de tecnologias (as práticas) e a geração de conhecimento (a ciência) (Wezel et al., 2009; Costa et al., 2017).

De acordo com a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), o papel dos agricultores familiares na implementação da agroecologia tem uma relevância basilar, pois são os verdadeiros detentores dos conhecimentos e de cosmovisões tradicionais, elementos fundamentais para o desenho e o manejo de sistemas agroecológicos para a produção de alimentos (FAO, 2020).

O diferencial da agroecologia para uma agricultura que usa princípios ecológicos no sistema produtivo é o "valor" dado às pessoas que estão inseridas no processo. Portanto, um sistema produtivo está em um contexto agroecológico quando as pessoas envolvidas são consideradas, no sentido de que os saberes dos seus antecessores e a sua cultura sejam preservados e valorizados, de a família estar sendo privilegiada, de estarem inseridos na comunidade local, da forma de comercialização dos produtos ser em rede, da compra

1. http://www.cbagroecologia.org.br/.

de insumos ser feita no grupo de agricultores, dos membros da família terem poder nas decisões e ações. E ainda que nestas circunstâncias, o sistema produtivo perpetue numa condição de preservação dos fatores do meio e promova benefícios econômicos para ao conjunto da sociedade (Caporal, 2009a).

Esse contexto produtivo, predominantemente, ocorre no âmbito da Agricultura Familiar, que é definida como de pequenos produtores rurais, detentores de áreas rurais menores que quatro módulos fiscais, em que a mão de obra para o manejo e a gestão da propriedade é compartilhada pela família e a atividade produtiva agropecuária é a principal fonte geradora de renda (BRASIL, 2006; INCRA, 2020; MAPA, 2020). Abramovay (1998) ressalta que a "Agricultura Familiar é aquela em que a gestão, a propriedade e a maior parte do trabalho vêm de indivíduos que mantêm entre si laços de sangue ou de casamento".

Cabe esclarecer que no Brasil, assim como em muitos outros países, existe legislação específica para a produção orgânica – a Lei nº 10.831/03 (BRASIL, 2003) regulamentada pelo Decreto nº 6323/07 (BRASIL, 2007), às quais ainda se aplicam diversas Instruções Normativas formuladas pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Em vista desta regulamentação e à delimitação conceitual da Agroecologia como apresentada neste texto, fica evidente que muitos produtores registrados como orgânicos poderiam ser considerados efetivamente agroecológicos, mas nem todos os agroecológicos se enquadram exatamente normas técnicas, nos manejos e nos insumos permitidos para sistemas orgânicos (Dal Soglio, 2020). Essa diferenciação muitas vezes não é percebida pelos consumidores, que não têm como identificar se o produto orgânico é produzido em um contexto agroecológico, justamente porque a produção agroecológica não prioriza aspectos puramente mercadológicos, ou mesmo a adoção de "pacotes tecnológicos", mesmo que fundamentados em bases ecológicas.

Os sistemas agroecológicos são alicerçados no manejo ecológico do solo.

2.2 Manejo ecológico do solo

Para delimitarmos manejo ecológico do solo é fundamental que entendamos do que trata a ciência da ecologia. A ecologia aborda os processos funcionais resultantes da totalidade ou do padrão de relações entre os organismos e os fatores do meio, as quais se constituem em trocas de energia e matéria (Odum e Barret, 2007).

Nosso foco aqui está no nível de organização "ecossistema" ou "sistema ecológico", caracterizado pelo conjunto de todas as populações de diferentes organismos que ocupam uma certa área (comunidade). Por estarem juntos em um ambiente estabelecem interações e interdependência de energia e matéria, formando um todo unificado e, que dessa forma, geram processos funcionais (Odum e Barret, 2007).

Todo sistema produtivo é um sistema ecológico, pois é constituído de organismos vegetais e/ou animais e fatores ambientais interagindo em uma determinada área. A

diferença de um sistema produtivo convencional para o ecológico está no número de relações. Uma monocultura, por exemplo, possui poucos componentes e um número pequeno de relações; por outro lado, uma agrofloresta sintrópica (Rebello, 2018) possui muitos componentes que geram inúmeras relações. O manejo convencional caracteriza-se por atender o fator produtivo – que na grande maioria das vezes é entre um a poucos produtos –, no sentido de oferecer todos os materiais e as condições para o fator produtivo expressar seu máximo potencial. O manejo ecológico, por sua vez, caracteriza-se por promover as relações entre os fatores produtivos – que geralmente é de muitos produtos – e os fatores bióticos e abióticos do meio. O foco do manejo ecológico está em estabelecer e fortalecer as interações e interdependência de energia e matéria entre os fatores vivos e não vivos de um sistema produtivo, sejam eles para consumo e/ou comercialização ou não. Assim, a rede complexa de relações do sistema favorece o fluxo de energia e matéria, aumentando eficiência dos processos ecológicos de uso da radiação solar, do ar e da água, estímulo às diferentes formas de vida, decomposição de resíduos, ciclagem de nutrientes, transformações bioquímicas, o que resulta em resistência, resiliência e capacidade produtiva (Cezar et al., 2015; Froufe et al., 2020; Gamboa et al., 2020).

O número de relações está diretamente associado ao nível de complexidade do sistema produtivo e o manejo dessa complexidade exige o entendimento de tal. Manejo da complexidade é considerar as práticas no paradigma do complexo, como apresentado por Morin (2007):

> o paradigma complexo resultará do conjunto de novas concepções, de novas visões, de novas descobertas e de novas reflexões que vão se acordar, se reunir. (...) os princípios do pensamento complexo serão necessariamente os princípios de disjunção, de conjunção e de implicação.

Ao se desafiar ao manejo complexo, estamos de frente com "os traços inquietantes do emaranhado, do inextricável, da desordem, da ambiguidade, da incerteza" (Morin, 2007).

Os sistemas ecológicos são sistemas vivos e termodinamicamente abertos. Nesta condição, a desordem e a incerteza são características intrínsecas porque o fluxo de energia e matéria que passa através deles gera a desordem momentânea que proporciona a auto-organização em outro nível de complexidade (Prigogine, 1996). E este nível é incerto, no sentido que os materiais que o fluxo carrega podem interagir de diferentes formas com a estrutura já existente no sistema. Quando a magnitude do fluxo é alta e a velocidade que passa por meio dos componentes é baixa, a probabilidade é que o sistema aumente em complexidade, ou seja, em estoque de materiais e número de relações (Vezzani e Mielniczuk, 2011). No escopo da termodinâmica do não equilíbrio, aquela que trata dos sistemas abertos, probabilidade e determinismo não se contrapõem, mas se complementam (Prigogine, 1996).

Portanto, o manejo ecológico exige o conhecimento das relações entre os

componentes produtivos para, então, fortalecer os vínculos e potencializar as propriedades que emergem nos diferentes níveis de complexidade (Prigogine, 1996; Vezzani e Mielniczuk, 2011). O conhecimento dessas relações é fruto da vivência com o objeto, em que a experiência vivida se contrapõe com o novo (Freire, 2016). Como dizem Maturana e Varela (2001), o conhecimento é resultado do vínculo estabelecido pelo sujeito com o objeto.

A presença humana, com o sentimento de vínculo com os fatores produtivos e do ambiente, coloca "o fazer" do manejo ecológico como basilar dos sistemas agroecológicos. Reforçando, também, que essa condição da relação do humano com o meio é mais propícia, no âmbito da Agricultura Familiar, pelo contato mais estreito com o meio produtivo, no sentido de relação afetiva e conhecimento de seu espaço.

O solo, por sua vez, guarda a memória das práticas de manejo impostas ao longo do tempo (Janzen, 2016). Como um sistema vivo, seus componentes são organizados na forma de rede e o fluxo de energia e matéria (compostos orgânicos, nutrientes, água e gases) resultante das trocas com o ambiente proporciona a síntese de novos componentes e a organização da sua estrutura sofre mudanças contínuas, sem perder a configuração dos componentes em padrão de rede (Capra e Luisi, 2014). O manejo ecológico leva em conta essas relações, fluxos e funcionamento, ou seja, está atento ao fato que o solo reflete as ações impostas a qualquer componente do sistema.

A plenitude de funcionamento do solo tem potencial de ocorrer quando o manejo proporciona alta adição de matéria vegetal, tanto em parte aérea como raízes (Vezzani e Mielniczuk, 2011). As plantas – o componente produtor da cadeia alimentar, aquele que é capaz de incorporar a energia e matéria ao sistema pelo processo de fotossíntese – são a base do manejo ecológico do solo.

A alta adição de matéria vegetal se dá em sistemas diversificados, seja por consórcios, rotação de culturas, sistemas integrados ou agroflorestas sintrópicas. A título de exemplo, na região do Alto Vale do Itajaí, Santa Catarina, sistemas de produção de cebola em plantio direto e a sequência de culturas milheto-mucuna-girassol no verão produziu 27 Mg ha^{-1} de matéria seca em dois anos de cultivo, enquanto um sistema apenas com mucuna no verão, produziu 17 Mg ha^{-1} de matéria seca, no mesmo período (Mafra et al., 2019). Agroflorestas sintrópicas com idade de seis anos de condução no Vale do Rio Ribeira, divisa entre os estados Paraná e São Paulo, apresentaram capacidade de depósito de C sobre o solo por meio da poda da fitomassa viva de 50 Mg ha^{-1} ano^{-1} C (Steenbock et al., 2013b).

Nos sistemas com maior adição de matéria vegetal e que esta é diversificada, há maior estímulo aos organismos do solo e produção animal. Sistemas integrados de produção, principalmente que levam em conta a produção vegetal e animal no mesmo espaço, afetam positivamente a dinâmica de C, o que, consequentemente, influencia a quantidade e qualidade da matéria orgânica, agregação, população microbiana, atividade

enzimática no solo em diferentes graus (Silva et al., 2014; Sarto et al., 2020), otimizando a ciclagem de nutrientes (Carvalho et al. 2010; Assmann et al., 2017), e a diminuição da emissão de gases de efeito estufa (Figueiredo et al., 2017).

Esses dados evidenciam que o manejo mais intensivo dos componentes do sistema, proporcionando maior adição de matéria vegetal, diversidade de plantas e, consequentemente, maior produção, resulta no fortalecimento da rede de relações e potencializa os processos, resultando em ciclagem de materiais, estímulo às diversas formas de vida a partir do uso eficiente da radiação solar, do ar, da água e dos nutrientes. Esses aspectos constituem os pilares da sustentabilidade (Miller e Spoolman, 2012) e estabelecem a conexão da sustentabilidade com o manejo ecológico do solo (Figura 2).

Para atingirmos a sustentabilidade dos sistemas produtivos, as práticas de manejo devem ser tais que promovam o ecossistema a depender cada vez mais do sol, ou seja, de insumos energéticos de fontes biológicas, ser rico, diversificado, fomentando as várias formas de vida; e ser mais eficiente no uso de seus recursos para reduzir o desperdício de energia e matéria (Miller e Spoolman, 2012). Neste contexto de manejo, o solo tem capacidade de desempenhar suas funções no ecossistema, que se caracterizam, segundo Jones et al. (2015), por ser a base para biodiversidade – todas as formas de vida –, meio para o crescimento das plantas; estocar, regular e liberar nutrientes e elementos essenciais, constituindo parte dos ciclos biogeoquímicos e influenciando os outros recursos naturais; atuar no ciclo da água, pois regula a drenagem, o fluxo e o estoque de água e solutos; ser filtro e tampão ambiental, agindo na manutenção da qualidade da água e do ar; prover matérias-primas; fornecer ancoragem para as estruturas urbanas e conservar o legado arqueológico, essencial para preservação do patrimônio cultural da humanidade. E o solo é um componente fundamental das paisagens, oferecendo beleza à humanidade.

2.3 Manejo do solo em sistemas agroecológicos

O entendimento que o solo pode executar suas funções, a partir do manejo, que favoreça as relações entre os componentes do sistema e agir para fortalecer esse processo caracteriza o manejo ecológico do solo (Figura 2).

O manejo ecológico do solo é a base de sistemas agroecológicos, refere-se à dimensão Práticas da Agroecologia (Figura 1), em que os fatores produtivos são manejados de uma forma integrada e interdependente, numa abordagem holística do conjunto dos fatores produtivos.

Como vimos, a agroecologia vai “muito além dos aspectos meramente tecnológicos ou agronômicos da produção agrícola ou pecuária” (Caporal, 2009a), considerando questões sociais como a cultura, a política e a ética. Portanto, o manejo de sistemas agroecológicos tem como base a relação das pessoas com o meio em que vivem, trabalham e, nesse processo, estabelecem sentimento de pertencimento, típico da Agricultura Familiar.

Sentimento de pertencimento tem relação com território e lugar. Território traz em si a dimensão culturalista. Segundo Haesbaert e Limonad (2007), território é "produto fundamentalmente da apropriação do espaço feita através do imaginário e/ou da identidade social". Quando o sujeito se apropria do espaço, diz que é seu, o que caracteriza "território". Porém, não necessariamente se "sente bem" nesse espaço. Quando se "sente bem", tem identidade, as características do espaço trazem a individualidade, e isso define "lugar". Para Tuan (2012), lugar, que o autor denomina de topofilia, são "todos os laços afetivos dos seres humanos com o meio material"; "[...] sentimentos [...] por ser o lar, o 'locus' de reminiscências e o meio de se ganhar a vida".

Por isso, a abordagem da agroecologia é de "transição agroecológica", pois existe um processo de estabelecer relações das pessoas com o espaço, com as outras pessoas, com os fatores do meio, com os fatores produtivos, o que exige tempo para acontecer. A postura do humano, frente aos demais fatores, de movimento de vínculo, de buscar fazer parte, de se colocar como um elo da rede já é uma postura agroecológica, mesmo quando os sistemas produtivos ainda estão em estágio de conversão, em etapas de substituição de insumos de síntese química, industriais para os orgânicos e fabricados dentro da propriedade. A busca por estabelecer relações se considera "transição agroecológica" (Caporal, 2009b; Altieri, 2012; Gliessman, 2013) e consolida o sentimento de pertencimento ao lugar. É nesse processo, com o tempo, que o manejo ecológico toma força, aos poucos construindo as relações entre os fatores produtivos, do meio e do humano, redesenhando a relação entre os elementos envolvidos até chegar em um patamar de rede complexa de relações em que o sistema tem maior autonomia, resistência e resiliência. Ressalta-se aqui que essas três propriedades emergentes do sistema complexo construído – autonomia, resistência e resiliência, referem-se também às pessoas envolvidas no processo. A agroecologia tem como alicerce a autonomia social, cultural e econômica. Na Figura 2, apresentamos uma visão sobre esse processo.

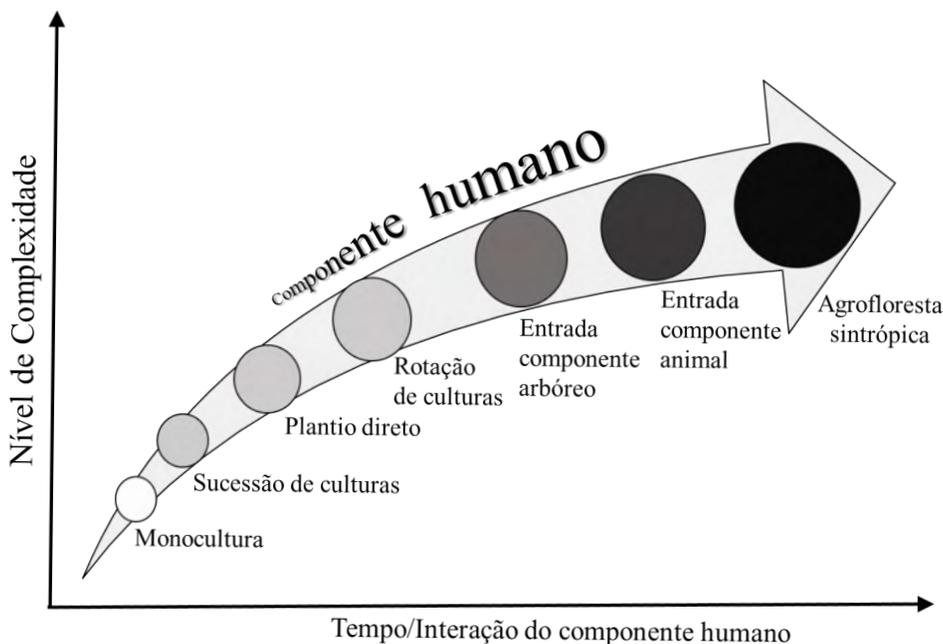



Figura 2. Representação dos níveis de complexidade nas diferentes etapas do processo de transição agroecológica com os respectivos fatores de manejo e a evidência ao componente humano. Figura gentilmente elaborada por Vilmar Muller Júnior, a partir de Nicholls et al. (2019).

Práticas de substituição de insumos, vegetativas, mecânicas são essenciais no processo de transição. Na Tabela 1, apresentamos uma orientação de práticas de manejo ecológico baseadas em Wezel et al. (2014), com intuito de indicar uma linha de conduta, longe de ser um conjunto de regras a serem seguidas, pois enfatizamos que o verdadeiro manejo ecológico do solo, em um contexto agroecológico, é aquele oriundo da relação das pessoas com o seu lugar e somente assim os humanos têm condições de definir as práticas a serem executadas.

• Redesenho do sistema produtivo, a partir da escolha, distribuição espacial e sucessão temporal das culturas e associação delas, considerando a inclusão de árvores, sempre que possível, e cobertura contínua do solo, com intuito de aumentar e potencializar relações.
• Escolha de cultivares adaptadas ao meio por serem mais rústicas e necessitarem de menor excelência dos fatores do meio.
• A fim de potencializar a atividade biológica, que pode ser baixa nas fases iniciais, aplicação de microrganismos vivos em sementes, superfícies de plantas ou solo, para promover as transformações de energia e matéria entre os fatores constituintes do sistema.
• Adubo exclusivamente orgânico ou misturado com fertilizante químico, com intuito de reduzir consumo de energia para fabricação e transporte, reduzir risco de contaminação de águas superficiais e subterrâneas e promover a atividade biológica do solo.

• Parcelamento de adubação a fim de oferecer a quantidade adequada, de acordo com as necessidades das plantas.
• Quando necessário que a irrigação seja por gotejamento para aumentar a eficiência no uso da água.
• Se for necessário, controle de plantas espontâneas, pragas e doenças com base em produtos naturais (botânicos) derivados de plantas ou extratos de plantas, na introdução de inimigos naturais e feromônios, a fim de diminuir ou evitar a contaminação da água, do solo, dos organismos e dos humanos por biocidas.
• Não revolver o solo, apenas em casos extremos de compactação, para permitir o desenvolvimento das plantas, a fim de que a complexa estrutura do solo não seja rompida, não seja rompida, promova a atividade da biota edáfica, o aumento e estoque da matéria orgânica do solo e nutrientes, redução da erosão hídrica e eólica e da compactação do solo.
• Práticas vegetativas para manejo dos fatores da paisagem como quebra-ventos nas divisas das glebas, cultivo em contorno, faixas vegetativas em nível, a fim de favorecer o controle natural de pragas (criação de habitat para inimigos naturais), conservação da biodiversidade, melhoria da polinização de culturas, proteção das águas superficiais e subsuperficiais, redução da erosão hídrica e eólica do solo.

Tabela 1. Conjunto de práticas orientativas para o manejo do solo em um processo de transição agroecológica, baseadas em Wezel et al. (2014).

Especificamente no ambiente tropical brasileiro, os processos de formação do solo geram solos muito intemperizados, caracterizados por serem profundos, bem estruturados, geralmente com baixa disponibilidade de nutrientes, baixa capacidade de troca catiônica, alta capacidade de fixação de P, ácidos, com altos níveis de alumínio trocável, e suscetíveis à degradação por erosão e compactação (Alleoni et al., 2009, Cardoso et al., 2018). Estas características e propriedades levaram a considerar os solos tropicais como pobres e com limitações de ordem química, devido à elevada acidez e à baixa disponibilidade de nutrientes (Sanchez e Logan, 1992), as quais devem ser superadas para suportar uma adequada produção de alimentos (Alleoni et al., 2009).

No processo de transição agroecológica, Cardoso et al. (2018) propõem um outro “olhar” para os solos tropicais. Os autores indicam que a definição das práticas de manejo precisa estar permeada pelo entendimento e o ressignificado das características e propriedades do solo. E que as características e propriedades são fatores estimulantes ao desenvolvimento de práticas que utilizem as potencialidades do ambiente a favor do sistema produtivo. Apresentamos exemplos desses “fatores estimulantes”, água, energia solar e temperatura elevada caracterizam a condição tropical, e estas favorecem tanto o intemperismo do solo quanto à fotossíntese. Ambos os processos são essenciais para a vida, pois com o intemperismo acontece a liberação de nutrientes pela alteração de rochas, minerais e a formação do solo; pela fotossíntese, a incorporação da energia do sol nos ecossistemas. A extensão do perfil e a estrutura dos solos tropicais são fatores estimulantes para um máximo aproveitamento do seu espaço ao longo do tempo, tanto em volume quanto em profundidade, a partir de sistemas com alta diversidade de plantas com diferentes sistemas radiculares. A baixa disponibilidade de nutrientes e a alta retenção

de P, nos solos tropicais, são fatores estimulantes ao uso de práticas de manejo com maior dependência dos processos biológicos de ciclagem de nutrientes, incrementando a sinergia entre a planta e os micro-organismos e a eficiência da planta na exploração e o aproveitamento dos nutrientes do solo, ao invés da dependência da planta aos fertilizantes.

Cardoso et al. (2018) apontam que a fixação de P, em solos de regiões tropicais úmidas, pode ser entendida como uma estratégia da natureza para reduzir a perda por lixiviação de um dos elementos fundamentais para a vida. Porém, as plantas nativas, em interação com micro-organismos, desenvolveram mecanismos para acessá-lo. As condições pluviométricas e de temperatura, no ambiente tropical, são fatores estimulantes à manutenção do solo coberto, preferencialmente com plantas vivas, ou com resíduos vegetais que atuem, protegendo-o do impacto das gotas da chuva e da ação direta dos raios do sol. Essa presença permanente de plantas ou de resíduos, em superfície, também atua nas entradas constantes de matéria orgânica ao solo, seja por exsudatos e rizodeposição, ou por ação da biota ao decompor os resíduos vegetais presentes em superfície. A entrada de matéria orgânica no solo incrementa a presença de cargas negativas e, em consequência, a CTC do solo, além de complexar o alumínio trocável, reduzindo sua toxidez às plantas (Alleoni et al., 2009). Então, a fotossíntese, que tem potencial de promover alta produtividade primária em ambiente tropical, é um fator estimulante para o manejo proporcionar alta produção de biomassa vegetal, diversificada, promotora de relações com a biota do solo e, em consequência, a entrada constante de matéria orgânica e sua ciclagem, características próprias do manejo ecológico do solo nesse ambiente.

Um sistema produtivo altamente complexo, já bastante difundido no Brasil, é a agrofloresta sintrópica, idealizada e difundida por Ernst Götsch (Rebello, 2018) em que culturas anuais, árvores e animais são produzidos no mesmo espaço e ao mesmo tempo numa rede intrincada de relações, que caracteriza um sistema produtivo, especificamente em manejo ecológico. Esse sistema tem proporcionado a permanência e o fortalecimento de muitas comunidades nos seus territórios, constituindo-se tipicamente como um sistema de manejo de solo agroecológico e de Agricultura Familiar. Para maiores informações, sugerimos o estudo das obras Steenbock et al. (2013a) e Corrêa Neto et al. (2016). Esse sistema também tem sido aplicado em larga escala, a exemplo de fazendas nos estados de São Paulo (Globo, 2017b) e Goiás (Globo, 2017a). Ressalta-se que nessa condição de larga escala, não se tem um sistema agroecológico, porque a dimensão social da agroecologia não está sendo considerada, o humano não é um elo da rede, como define a concepção da ecologia profunda, e sim o manejador dos sistemas produtivos – ecologia rasa.

Nas últimas décadas, estão se ampliando discussões sobre o resgate das técnicas, dos saberes culturais e dos modelos de produção que se baseiem no manejo ecológico do solo, através do uso de práticas que tornem o solo biologicamente ativo e suas propriedades físicas e químicas em plenitude (Primavesi,1979; Altieri, 1995; Claro, 2001; Schutter, 2010),

condição que proporciona o desempenho das suas funções no ecossistema (Vezzani e Mielniczuk, 2009).

Métodos de avaliação participativa da Qualidade do Solo têm sido amplamente utilizados, a exemplo dos trabalhos de Ghimire et al. (2009), no Nepal, Tesfahunegn et al. (2011), na Etiópia; Vezzani et al. (2019), no Brasil; e Soto et al. (2020), na Espanha. A metodologia preceitua a seleção de indicadores expeditos (como cor, odor, profundidade explorada por raízes, presença de camada compactada, sinais de erosão, atividade de macrofauna, diversidade de espécies espontâneas ou forrageiras, presença e estado de decomposição dos restos vegetais sobre o solo), com base no conhecimento dos participantes, e, por consequência, são adaptados à realidade local (Barrios et al., 2006; Comin et al., 2020). Esse tipo de avaliação estimula os agricultores a questionarem suas realidades e necessidades. E o mais significativo é que proporciona autonomia aos envolvidos, gerando condições para avaliarem suas práticas agrícolas e o manejo do solo empregado.

Os sistemas agroecológicos levam em conta o humano como elo da rede de relações, intrincado aos demais elementos que compõem o sistema produtivo. O humano nos múltiplos papéis, como manejador, como doador de serviços ambientais e como receptor de serviços do ecossistema (Figura 2).

A proposição de “serviços ecossistêmicos” (SE) foi originalmente apresentada em um artigo de Holdren e Ehrlich (1974). Estudos e publicações subsequentes, como o livro “Ecological Economics” (Alier, 1990) também o utilizaram, mas a consagração e ampla disseminação vieram a partir da publicação dos estudos de Costanza et al. (1997) e Daily (1997), culminando com o MEA (2005). Diferentes definições têm sido apresentadas desde então, mas todas convergem à ideia de que SE são as condições e processos pelos quais os ecossistemas, sustentam e atendem as necessidades dos humanos.

Assim, em sua essência, os SE provêm “bens ecossistêmicos”, tais como os frutos do mar, forragem, madeira, combustíveis como a biomassa, fibras naturais, matérias-primas industriais e farmacêuticas. A obtenção e transação desses bens representam uma parte fundamental da Economia. Além da oferta ou produção desses “bens”, os SE abrangem igualmente funções de suporte da vida de uma forma mais ampla, como filtragem de poluentes e contaminantes, reciclagem de nutrientes, além de benefícios, paisagísticos, estéticos e mesmo culturais, que, na prática, são intangíveis (Daily, 1997; Parron et al., 2015).

Os SE têm sido agrupados em quatro categorias gerais: a) suporte – abrangem processos ecológicos fundamentais, sem os quais os ecossistemas não existiriam, como formação do solo, produção primária e a ciclagem de nutrientes; b) regulação – relacionados à manutenção da qualidade do ar, das águas e solos, determinando o controle do clima, inundações e até disseminação de doenças; c) provisão – relacionados com aporte de

matéria-prima e alimento para os humanos, como madeira, fibra, e a própria água. d) culturais – afetos ao bem-estar social e cultural dos humanos, ao propiciar condições espirituais, educacionais e recreativas (MEA, 2005). Uma visão mais recente define apenas três categorias, indicando que os SE de suporte seriam funções ecossistêmicas (Saarikoski et al., 2015; Haines-Young; Potschin, 2018).

Nesta abordagem de SE, os solos têm sido considerados por suas funções inerentes nos ecossistemas terrestres como acúmulo de C e nutrientes, habitat para uma biota específica, decomposição de resíduos, ciclagem de nutrientes e retenção e purificação das águas (Robinson et al., 2012; Baveye et al., 2016; Prado et al., 2016). Entretanto, são raros estudos que efetivamente consideram as propriedades do solo como condicionantes de SE de forma mais ampla e ainda mais escassos trabalhos que avaliam aspectos culturais derivados dos solos, como apontado por Adhikari e Hartemink (2016).

De forma geral, a provisão de SE depende de ecossistemas funcionais, nos quais todas as categorias de SE citadas seriam identificadas, mesmo que em graus diferenciados. Além da efetiva ocorrência de funções ecológicas em um ecossistema complexo, caracterizado por uma rede intrincada de relações, há indícios que as quatro categorias de SE são mais evidentes nos ecossistemas com biodiversidade (MEA, 2005; Vezzani, 2015). O grau e a qualidade da interferência de cada serviço, em cada constituinte do bem-estar humano, são intimamente dependentes do nível de complexidade biológica dos ecossistemas.

No âmbito dos agroecossistemas, como exemplo, práticas conservacionistas como a manutenção de cobertura no solo foram associadas à maior provisão de SE ao mesmo tempo mantendo a rentabilidade da exploração (Kragt et al., 2014). Na Europa, um exemplo da Bélgica (Peeters et al., 2014) refere aos sistemas agroecológicos que se apresentam como alternativa para ampliar os SE no contexto da agricultura. De fato, sistemas agroecológicos têm potencial de oferecer aos humanos um maior número e maior qualidade de SE, pois, têm como base o manejo da complexidade biológica. Pode-se inferir que a Agricultura Familiar entra nesse âmbito, como a relação mais estreita do humano com o manejo do sistema produtivo e, por isso, percebe melhor os benefícios que obtém do ecossistema e, assim, atua em favor dos fatores produtivos porque reconhece mais facilmente o retorno que recebe por suas ações sobre o meio. Portanto, os sistemas produtivos desenvolvidos no contexto da agroecologia podem ser considerados como fundamentalmente alinhados com a produção e manutenção de serviços ecossistêmicos na paisagem rural.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

O fazer agricultura em um contexto agroecológico requer uma postura diferenciada. Primavesi (2008) se referiu a essa postura dizendo que o agricultor faz a pergunta “Por que

ocorre?”, diante de uma questão técnica, ao invés de “O que faço?”.

A resposta ao “Por que ocorre?” virá da análise reflexiva da família agricultora sobre o funcionamento do sistema produtivo em que está inserida, percebendo o papel de cada fator intrincado ao outro, inclusive o seu próprio.

O solo, nesse contexto, é a base do manejo ecológico, constituindo fator-chave para desempenhar suas funções ecológicas e promover a sustentabilidade dos sistemas produtivos. É preciso olhar de forma diferente para as propriedades dos solos formados em ambientes tropicais, dando novos significados às percepções que temos deles.

Ressaltamos que a plenitude das funções do solo ocorre em sistemas biodiversos e que as plantas são as promotoras dos processos ecológicos que geram o adequado funcionamento do solo. Por isso, estimular as diferentes formas de vida por meio do cultivo vegetal diversificado no espaço e no tempo é um dos pilares do manejo ecológico do solo.

E o contexto agroecológico de produção é uma visão de mundo, que se constrói em um processo de formação e consolidação de vínculos com os fatores produtivos e do meio. Condição típica da Agricultura Familiar.

REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Agroecologia, ABA. Congresso Brasileiro de Agroecologia. 2020. Disponível em: https://aba-agroecologia.org.br/cba/ Acesso em: 17 jul. 2020.

Abramovay R. Agricultura Familiar e serviço público: novos desafios para a Extensão Rural. Cad Ci Tecnol. 1998; 15: 137-157. Disponível em: https://doi.org/ 10.35977/0104-1096.cct1998.v15.8932.

Adhikari K, Hartemink AE. Linking soils to ecosystem services – A global review. Geoderma. 2016; 262: 101-111. Disponívek em: https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009.

Alier JM. Ecological Economics: Energy, Environment and Society. Oxford: Blackwell, 1990.

Alleoni LRF, Camargo OA, Casagrande JC, Soares MR. Química dos solos altamente intemperizados. In: Melo VF, Alleoni LRF (Org.). Química e Mineralogia do Solo – parte II. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2009. p. 381–447.

Altieri M. Agroecologia: Bases científicas para uma agricultura sustentável. III ed. Rio de Janeiro: Expressão popular, AS-PTA; 2012.

Altieri MA. Agroecology: The science of sustainable agriculture. Agrofor Sys. 1995; 35: 111-115. Disponívek em: https://doi.org/10.1201/9780429495465.

Articulação Nacional de Agroecologia. ANA. O que é a ANA. Disponível em: https://agroecologia.org.br/ Acesso em: 23 jul. 2020.

Assmann JM, Martins AP, Anghinoni I, Denardin LGO, Nichel GH, Costa SEVGA, Silva RAP, Balerini

F, Carvalho PCF, Franzluebbers AJ. Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities insubtropics. Nutr Cycl Agroecosyst. 2017; 108: 21-33. https://doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6.

Barrios E, Delve RJ, Bekunda M, Mowo J, Agunda J, Ramisch J, Trejo MT, Thomas RJ. Indicators of soil quality: A South–South development of a methodological guide for linking local and technical knowledge. Geoderma. 2006; 135: 248–259.

Baveye P, Baveye J, Gowdy J. Soil “Ecosystem” Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground. Frontiers Environ Sci. 2016; 4: 41.

Bensin B. Agroecological characteristics description and classification of the local corn varieties chorotypes. Publisher unknown so far; 1928.

Botelho MIV, Cardoso IM, Otsuki K. “I made a pact with God, with nature, and with myself”: exploring deep agroecology. Agroecol and Sustain Food Sys. 2016; 40:116–131. https://doi.org/10.1080/21683565.2015.1115798

BRASIL. Decreto nº 6.323, de 27 de Dezembro de 2007. Regulamenta a Lei no 10.831, de 23 de dezembro de 2003, que dispõe sobre a agricultura orgânica, e dá outras providências. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Decreto/D6323.htm Acesso em: 23 Jul 2020.

BRASIL. Lei nº 10.831, de 23 de Dezembro de 2003. Dispõe sobre a agricultura orgânica e dá outras providências. Presidência da República, Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2003/l10.831.htm Acesso em: 23 Jul 2020.

BRASIL. Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006. Estabelece as diretrizes para a formulação da Política Nacional da Agricultura Familiar e Empreendimentos Familiares Rurais. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11326.htm Acesso em: 07 jul. 2020.

Caixeta IF, Pedini S. Cafeicultura orgânica: conceitos e princípios. Infor Agropec. 2002; 23: 15-20.

Caporal FR. Agroecologia não é um tipo de Agricultura Alternativa. In: Caporal FR. Org. Extensão Rural e Agroecologia: temas sobre um novo desenvolvimento rural, necessário e possível. Brasília, 2009a. 243-246 p. Disponível em: http://frcaporal.blogspot.com/p/livros.html

Caporal FR. Extensão Rural e Agroecologia: temas sobre um novo desenvolvimento rural, necessário e possível. Brasília, 2009b. Disponível em: http://frcaporal.blogspot.com/p/livros.html.

Capra F, Luisi PL. A Visão Sistêmica da Vida: uma concepção unificada e suas implicações filosóficas, políticas, sociais e econômicas. São Paulo: Cultrix; 2014.

Cardoso IM, Muggler CC, Mendonça E de S, Oliveira TS, Lima ACR, Casalinho HD, Fernandez RBA. Ressignificar nossas percepções sobre o solo. Atitude essencial para manejar agroecossistemas sustentáveis. In: Cardoso IM, Fávero C, Organizadores. Solos e agroecologia Coleção Transição Agroecológica, 4. Brasília: Embrapa. 2018; 33–59.

Cardoso IM, Fávero C. Solos e agroecologia. Coleção Transição Agroecológica, 4. Brasília: Embrapa, 2018.

Carvalho PCF, Anghinoni I, Moraes A, Souza ED, Sulc RM, Lang CR, Flores JPC, Lopes MLT, Silva JLS, Conte O, Wesp CL, Levien R, Fontaneli RS, Bayer C. Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. Nutr Cycl Agroecosyst. 2010; 88: 259 - 273. https://doi.org/10.1007/s10705-010-9360-x

Cezar RM, Vezzani FM, Schwiderke DK, Gaiad S, Brown GG, Seoane CES, Froufe LCM. Soil biological properties in multistrata successional agroforestry systems and in natural regeneration. Agroforest Syst. 2015; 89:1035–1047. https://doi.org/10.1007/s10457-015-9833-7

Claro SA. Referências tecnológicas para a agricultura familiar ecológica: a experiência da Região Centro-Serra do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EMATER/RS-ASCAR, 2001.

Comin JJ, Fayad JA, Kurtz C, Mafra ÁL, Curmi P. Guia prático de avaliação participativa da qualidade do solo em Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH). 2 ed. Florianópolis: UFSC, 2020. 18p.

Corrêa Neto, NE, Messerschmidt, NM, Steenbock, W, Monnerat, PF. Agroflorestando o mundo de trator a facão: gerando práxis agroflorestal em rede (que já une mais de mil famílias campesinas e assentadas). Associação dos Agricultores Agroflorestais de Barra do Turvo e Adrianópolis, Cooperafloresta. Barra do Turvo, 2016.

Costa MBB, Souza M, Muller Jr. V, Comin JJ, Lovato PE. Agroecology development in Brazil between 1970 and 2015. Agroecol Sustain Food Sys. 2017; 41: 276-295. https://doi.org/10.1080/21683565.2017.128538.

Costanza R, D'Arge R, De Groot R S, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, Van den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature. 1997; 387: 253-260. https://doi.org/10.1038/387253a0.

Daily G. Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington: Island Press, 1997.

Dal Soglio F. Sistemas orgânicos e agroecológicos. In: Mancio AB, Menicucci F. Dir. Guardiões da Terra: Agroecologia em Evolução. Rio de Janeiro: Vallente Filmes; 2020. Minutos 44'22'' a 45'17''. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=1WMktpu_SKo Acesso em: 27 Jul 2020.

Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO. Family Farming Knowledge Platform. Disponível em: http://www.fao.org/family-farming/themes/agroecology/en/ Acesso em: 03 jul. 2020.

Figueiredo EB, Jayasundara S, Bordonal RO, Berchielli TT, Reis RA, Wagner-Riddle C, La Scala Jr. N. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. J Cleaner Produc. 2017; 142: 420-431. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.132

Freire P. Pedagogia da Autonomia: saberes necessários à prática educativa. 54a ed. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 2016.

Froufe LCM, Schwiderke DK, Castilhano AC, Cezar RM, Steenbock W, Seoane CES, Bognola IA, Vezzani FM. Nutrient cycling from leaf litter in multistrata successional agroforestry systems and natural regeneration at Brazilian Atlantic Rainforest Biome. Agroforest Syst. 2020; 94: 159–171. https://doi.org/10.1007/s10457-019-00377-5.

Gamboa CH, Vezzani FM, Kaschuk G, Favaretto N, Cobos JYG, Costa GA. Soil-Root Dynamics in Maize-Beans-Eggplant Intercropping System under Organic Management in a Subtropical Region. J. Soil Sci Plant Nut. 2020; 20: 1480-1490. https://doi.org/10.1007/s42729-020-00227-9.

Ghimire R, Basnet RK, Bista P, Ranabhat B. Soil quality cards for participatory soil quality assessment in organic and smallholder agriculture. Forum Geografic. 2009; 8: 72-76.

Gliessman SR. Agroecologia processos ecológicos em agricultura sustentável. 4a ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS; 2013.

Globo - Globo Comunicação e Participações S.A. Conheça a agricultura sintrópica; 2017a. Globo Rural, 06 Agosto 2017, 10’33’’ a 11’38’’. Disponível em: https://globoplay.globo.com/v/6057740/ Acesso em: 09 jul. 2020.

Globo - Globo Comunicação e Participações S.A. Propriedade no interior de SP investe na produção de frutas e ovos orgânicos, 2017b. Globo Rural, 04 Junho 2017. Disponível em: https://globoplay.globo.com/v/5914584/programa/ Acesso em: 09 jul. 2020.

Haesbaert R, Limonad E. O território em tempos de globalização. Etc, espaço, tempo e crítica. 2007; 2: 39-52. Disponível em https://www.unifal-mg.edu.br/geres/files/territorio%20globaliza%C3%A7ao.pdf Acesso em: 26 jul. 2020.

Haines-Young R, Potschin MB. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure; 2018. Disponível em: https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf Acesso em: 25 Jul 2020.

Holdren JP, Ehrlich PR. Human Population and the Global Environment: Population growth, rising per capita material consumption, and disruptive technologies have made civilization a global ecological force. Am Scientist. 1974; 62: 282-292.

INCRA – INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA. Módulo Fiscal. Disponível em: http://www.incra.gov.br/pt/modulo-fiscal.html Acesso em: 07 Jul 2020.

Janzen HH. The Soil Remembers. Soil Sci Soc Am J. 2016; 80:1429–1432. https://doi.org/10.2136/sssaj2016.05.0143

Jesus EL. Diferentes Abordagens de Agricultura Não-Convencional: História e Filosofia. In: Aquino AM, Assis RL. Eds. Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. 2005; 22-48.

Jones A, Dunbar MB, Orgiazzi A, Romanowicz A, Paya-Perez A, Mulhern G, Toth G, Montanarella. Soil – What is it good for? European Comission: Joint Research Centre; 2015.

Kragt ME, Robertson MJ. Quantifying ecosystem services trade-offs from agricultural practices. Ecol Econ. 2014; 102: 147-157. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.001

Lopes PR, Lopes KCSA. Sistemas de produção de base ecológica – a busca por um desenvolvimento rural sustentável. Rev Espaço de Diál. e Descon. 2011; 4: 1-32. https://doi.org/10.32760/1984-1736/REDD/2011.v4i1.504

Mafra AL, Comin JJ, Lana MA, Bittencourt HVH, Lovato PE, Wildner LP. Iniciando o Sistema de plantio

direto de hortaliças: adequações do solo e práticas de cultivo. In: Fayad JÁ, Arl V, Comin JJ, Mafra AL, Marchesi DR. Sistema de plantio direto de hortaliças: método de transição para um novo modo de produção. São Paulo: Expressão Popular. 2019; 215-226.

MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. Agricultura Familiar. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/agricultura-familiar/agricultura-familiar-1 Acesso em: 07 Jul 2020.

Maturana HR, Varela FJ. A árvore do conhecimento: as bases biológicas da compreensão humana. São Paulo: Palas Athena; 2001.

McBratney A, Field DJ, Koch A. The dimensions of soil security. Geoderma. 2014; 213: 203-213. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.013

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: Synthesis reports. Island Press, Washington. 2005. Disponível em: http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.aspx. Acesso em: 13 Maio 2020.

Miller GT, Spoolman SE. Ecologia e sustentabilidade. Trad. 6. ed. norte-americana. São Paulo: Cengage Learning. 2012.

Morin E. Introdução ao pensamento complexo. 3. ed. Porto Alegre: Sulina. 2007.

Nicholls CI, Altieri MA, Henao A, Montalba R, Talavera E. Agroecología y el diseño de sistemas agrícolas resilientes al cambio climático. REDAGRES- SOCLA. Lima, Peru. 2015; 1: 1–61. Disponível em: https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/300711/216131 Acesso em: 26 Jul 2020.

Nicholls CI, Altieri MÁ, Vazquez L, Ventura BS, Ferreira GW, Comin JJ. Sistema de plantio direto de hortaliças: uma práxis da transição agroecológica com a Agricultura Familiar. In: Fayad JÁ, Arl V, Comin JJ, Mafra AL, Marchesi DR. Sistema de plantio direto de hortaliças: método de transição para um novo modo de produção. São Paulo: Expressão Popular. 2019; 57-66.

Núñez MÁ. Manual de técnicas agroecológicas. Serie Manuales de Educación y Capacitación Ambiental, 4. Mexico: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente; 2000.

Odum EP, Barret GW. Fundamentos de ecologia. São Paulo: Thomson Learning; 2007.

Organização Mundial da Saúde. OMS. Constituição da Organização Mundial da Saúde. Documentos básicos, suplemento da 45ª edição, outubro de 2006. Disponível em espanhol em: https://www.who.int/governance/eb/who_constitution_sp.pdf. Acesso em: 09 jul. 2020.

Parmentier S. Scaling-up agroecological approaches: what, why and how? Belgium: Oxfam-Solidarity; 2014.

Parron L, Garcia J. Serviços ambientais: conceitos, classificação, indicadores e aspectos correlatos. p.29-25. In: Parron L., Garcia J, Oliveira E, Brown G, Prado R (Ed.). Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica. Curitiba: Embrapa Florestas; 2015.

Peeters A, Dendoncker N, Jacobs S. Enhancing Ecosystem Services in Belgian Agriculture through Agroecology: A Vision for a Farming with a Future. In: Jacobs S, Dendoncker N, Keune H. Editors. Ecosystem Services. Boston: Elsevier. 2014; 285-304.

PNAPO – Política Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica. Política Nacional. Linha do Tempo. Brasil Agroecológico. 2020. Disponível em: http://www.agroecologia.gov.br/politica. Acesso em: 10 Julho, 2020.

Prado RB, Fidalgo ECC, Monteiro JMG, Schuler AE, Vezzani FM, Garcia JR, Oliveira AP, Viana JHM, Pedreira BCCG, Mendes IC, Reatto A, Parron LM, Clemente EP, Donagemma GK, Turetta APD, Simões M. Current overview and potential applications of the soil ecosystem services approach in Brazil. Pesq Agropec Brasil. 2016; 51: 1021-1038. https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900002

Prigogine I. O fim das certezas. São Paulo: Editora da Universidade. 1996.

Primavesi A. Agroecologia e manejo do solo. Rev. Agric. 2008; 5: 7-10.

Primavesi A. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. São Paulo: Nobel, 1979.

Quiroz D, Toledo V. A agroecologia é uma revolução epistemológica. Entrevista a Victor M. Toledo. Agriculturas. 2016; 13:42–45. Disponível em: http://aspta.redelivre.org.br/files/2019/09/V13N1_Artigo-7-Entrevista-Victor-MToledo.pdf Acesso em: 26 Jul 2020.

Rebello JFS. Princípios de Agricultura Sintrópica segundo Ernst Götsch. 2018. 53p. Disponível em: https://cepeas.org/fundamentos/1-principios-de-agricultura-sintropica-segundo-ernst-gotsch/ Acesso em: 22 maio 2020.

Robinson DA, Hockley N, Dominati E, Lebron I, Scow KM, Reynolds B, Emmett BA, Keith AM, de Jonge LW, Schjønning P, Moldrup P, Jones SB, Tuller M. Natural Capital, Ecosystem Services, and Soil Change: Why Soil Science Must Embrace an Ecosystems Approach. Vadose Zone J. 2012; 11. https://doi.org/10.2136/vzj2011.0051.

Rocha AS. Agriculturas e meio ambiente: uma questão permanente. Bahia Anál. e Dados. 2020; 29: 215-234. Disponível em: <http://publicacoes.sei.ba.gov.br/index.php/bahiaanaliseedados/article/view/243>. Acesso em: 06 abr. 2020.

Rosset PM, Sosa BM, Jaime AMR, Lozano DRÁ. The Campesino-to-Campesino agroecology movement of ANAP in Cuba: Social process methodology in the construction of sustainable peasant agriculture and food sovereignty. J. Peasant Studies. 2011; 38: 161-191. https://doi.org/10.1080/03066150.2010.538584

Saarikoski H, Jax K, Harrison PA, Primmer E, Barton DN, Mononen L, Furman E. Exploring operational ecosystem service definitions: the case of boreal forests. Ecosyst Serv. 2015; 14: 144-157. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.006

Sanchez AP, Logan TJ. Myths and Science of Soils of the Tropics. Las Vegas: SSSA, Special publication 29; 1992.

Sarto MVM, Borges WLB, Sarto JRW, Pires CAB, Rice CW, Rosolem CA. Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. Appl Soil Ecol. 2020; 145: 103350. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.08.012

Schutter O De. Report submitted by the Special Rapporteur on the right to food. United Nations Council Assembly. 2010.

Silici L. Agroecology. What it is and what it has to offer. London; 2014.

Silva DS, Amado TJC, Ferreira AO, Assmann JM, Anghinoni I, Carvalho PCF. Soil carbon indices as affected by 10 years of integrated crop–livestock production with different pasture grazing intensities in Southern Brazil. Agricult Ecosyst Environ. 2014; 19: 60-69. https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.005

Soto RL, Padilla MC, Vente J. Participatory selection of soil quality indicators for monitoring the impacts of regenerative agriculture on ecosystem services. Ecosyst Serv. 2020; 45: 101157. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101157

Steenbock W, Costa e Silva L, Silva RO, Rodrigues AS, Peres-Cassarino J, Fonini R, (Org.). Agrofloresta, ecologia e sociedade. Curitiba: Kairós; 2013a. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/educacaoambiental/images/stories/biblioteca/permacultura/livro_AGROFLORESTA_ECOLOGIA_E_SOCIEDADE.pdf Acesso em: 07 Jul 2020.

Steenbock W, Silva RO, Vezzani FM, Seoane CES, Froufe LCM. Características estruturais das agroflorestas desenvolvidas no âmbito da Cooperafloresta. In: Steenbock W, Costa e Silva L, Silva RO, Rodrigues AS, Peres-Cassarino J, Fonini R, (Org.). Agrofloresta, ecologia e sociedade. Curitiba: Kairós. 2013b; 345– 362. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/educacaoambiental/images/stories/biblioteca/permacultura/livro_A

Tesfahunegn GB, Tamene L, Vlek PLG. A participatory soil quality assessment in Northern Ethiopia's Mai-Negus catchment. Catena. 2011; 86: 1-13. https://doi.org/10.1016/j.catena.2011.01.013

Toledo V, Chaires P, Barón L. Revisualizar lo rural: un enfoque socioecológico. Gac Ecol. 2002; 7–20.

Travis EB, Cox M. Transpersonal Agroecology: The Metaphysics of Alternative Agricultural. Theory. The J Transpers Psyc. 2014; 46: 35–57. Disponível em: https://www.atpweb.org/jtparchive/trps-46-14-01-035.pdf Acesso em: 26 Jul 2020.

Tuan Y-F. Topofilia: um estudo da percepção, atitudes e valores do meio ambiente. Londrina: Eduel, 2012.

Vezzani FM, Mielniczuk J. O solo como sistema. Curitiba: edição dos autores; 2011.

Vezzani FM, Mielniczuk J. Uma visão sobre Qualidade do Solo. Rev Bras Cienc Solo. 2009; 33: 743-755. https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400001

Vezzani FM. Solos e os serviços ecossistêmicos. Rev Bras Geog Fís. 2015; 8: 673-684. https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.0.p673-684

Vezzani FM, Ferreira GW, Souza M, Comin JJ. Conceitos, métodos de avaliação participativa e SPDH como promotor de qualidade do solo. In: Fayad JA, Arl V, Comin JJ, Mafra AL, Marchesi DR, (Org.). Sistema de Plantio Direto de Hortaliças. Florianópolis: Epagri. 2019; 107-125.

Wezel A, Bellon S, Doré T, Francis C, Vallod D, David C. Agroecology as a science, a movement and a practice. A review. Agron Sustain Dev. 2009; 29: 503–515. https://doi.org/10.1051/agro/2009004

Wezel A, Casagrande M, Celette F, Vian J-F, Ferrer A, Peigné J. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. Agron Sustain Dev. 2014; 34: 1-20. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0180-7

Wezel A, Soldat V. A quantitative and qualitative historical analysis of the scientific discipline of agroecology. Int J Agricult Sustain. 2009; 7: 3-18. https://doi.org/10.3763/ijas.2009.0400

CAPÍTULO 6

MANEJO DA FERTILIDADE DO SOLO EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO

Amanda Posselt Martins
Professora do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: amanda.posselt@ufrgs.br.

Luiz Gustavo de Oliveira Denardin
Pesquisador associado na Universidade Federal de Rondonópolis (UFR). E-mail: luizgdenardin@gmail.com.

Lucas Aquino Alves
Professor do Departamento de Ciências Agrárias da Universidade Regional Integrada (campus de Frederico Westphalen). E-mail: lucasaquino@uri.edu.br.

Tales Tiecher
Professor do Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). E-mail: tales.tiecher@ufrgs.br.

Felipe de Campos Carmona
Pesquisador da Integrar – Gestão e Inovação Agropecuária. E-mail: felipecarmona@integrarcampo.com.br.

Ibanor Anghinoni
Professor Convidado da UFRGS e Consultor do Instituto Rio-Grandense do Arroz. E-mail: ibanghi@ufrgs.br.

1 . INTRODUÇÃO

O conceito de fertilidade do solo constitui-se como a capacidade do solo em suprir (ter e fornecer) nutrientes às plantas e minorar à disponibilidade de elementos potencialmente tóxicos para garantir a produtividade das culturas. Comumente, o manejo da fertilidade do solo dá-se por meio da análise química do solo com vistas ao diagnóstico da sua fertilidade, o que dará suporte à realização da calagem para correção da acidez do solo e da adubação às plantas cultivadas. Durante muito tempo, a concepção de "fertilidade do solo" esteve estritamente relacionada aos fatores de natureza química, embasada em um conceito químico-mineralista. No entanto, a produtividade das culturas é dependente de inúmeras variáveis, incluindo fatores climáticos, aqueles inerentes à própria planta, além de diversas propriedades e características do próprio solo e interações entre estes. Assim, avaliando-se sob uma visão integral e dinâmica, um solo fértil deve conter nutrientes em quantidades suficientes e balanceadas em formas assimiláveis, estar livre de elementos tóxicos, além de possuir adequadas características físicas e microbiológicas (Meurer, 2007).

Nesse capítulo, será abordado o manejo da fertilidade do solo pelas técnicas da calagem e da adubação, em sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA), também conhecidos como integração lavoura-pecuária. Como a maior parte do conhecimento atual de manejo da fertilidade do solo advém da experiência em lavouras de grãos, o foco será dado para as mudanças que ocorrem a partir da inserção de uma fase pecuária no sistema de produção de grãos,

caracterizando o SIPA. Na grande maioria dos exemplos utilizados, o SIPA se caracteriza por uma fase lavoura no verão e uma fase pecuária no inverno. É importante salientar que todo o embasamento teórico e resultados práticos aqui apresentados partem do princípio de que boas práticas de manejo são adotadas em ambas as fases do SIPA (lavoura e pecuária), adotam-se conforme recomendações recentes procedentes de pesquisas. Em especial, enfatiza-se o manejo na fase pecuária com intensidades moderadas de pastejo, que é fator chave e determinante para os sinergismos e benefícios nos SIPA.

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Dinâmica da acidez do solo em sistemas integrados

A acidez elevada do solo promove restrições para o alcance de altas produtividades nos sistemas agropecuários em todo o mundo (Sumner e Noble, 2003). Os solos ácidos representam entre 30% e 40 % das terras cultiváveis, totalizando cerca de quatro bilhões de hectares. No início da década de 1990, apenas 212 milhões de ha (5,4% do total) de solos ácidos estavam ocupados com agricultura (Von Uexküll e Mutert, 1995). Atualmente, estima-se que a área de solos ácidos explorada pela agricultura tenha aumentado sensivelmente devido ao cultivo em grande escala desses solos no Centro-Oeste do Brasil, na África Central e no Sudeste da Ásia (Phalan et al., 2013).

A acidificação do solo pode ser verificada por diversas perspectivas: 1) diminuição do pH (aumento da acidez ativa); 2) diminuição da saturação por bases no complexo sortivo; 3) aumento da saturação por alumínio no complexo sortivo; 4) desbalanceamento na disponibilidade de nutrientes no ambiente radicular; e/ou 5) diminuição da capacidade de neutralização da acidez do solo (tamponamento). Esses efeitos impactam, frequentemente de forma negativa, plantas e microrganismos do solo. Em valores de pH mais baixos, há maior inibição da fixação biológica de nitrogênio (N) e da decomposição da matéria orgânica (MO). O alumínio (Al) e o manganês (Mn) podem alcançar teores tóxicos, além da diminuição da disponibilidade de fósforo (P), molibdênio (Mo), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), e redução significativa da capacidade de trocar cátions, reduzindo a disponibilidade, às plantas, de grande parte dos nutrientes.

As causas da acidez do solo podem ser divididas em dois grandes grupos de processos: os naturais e os antropogênicos. Entre os processos naturais, destacam-se o intemperismo que promove a lixiviação de cátions básicos (Ca, Mg e potássio – K), dessilicação de minerais e permanência ou concentração nos solos de cátions de hidrólise ácida, como Al, Fe e Mn. É importante ressaltar que solos altamente intemperizados ocorrem em locais onde a precipitação excede a evapotranspiração. Nas zonas tropicais e subtropicais úmidas, essa é a razão preponderante para a larga ocorrência natural de solos

ácidos e pouco férteis (Sumner e Noble, 2003). No entanto, em sistemas agropecuários, os processos naturais perdem importância porque ocorrem, comumente, em taxas muito menores em comparação aos antropogênicos. Estes, oriundos das atividades agrícola e pecuária podem ser divididos em induzidos pelas plantas, induzidos pelo solo e pelos animais, e ocorrem em todos os sistemas de cultivo, incluindo os SIPA.

Em relação à acidificação do solo induzida pelas plantas, destaca-se a exportação de nutrientes na colheita, principalmente aqueles que se comportam como cátions básicos no solo (Coventry e Slattery, 1991; Vieira et al., 2008; Martins et al., 2014a; 2016). Temporariamente, as plantas podem induzir à acidificação também pela extrusão de prótons (hidrogênio – H), oriundos da assimilação do carbono (C) do ar na forma de ácidos orgânicos, durante a absorção de nutrientes catiônicos (Tang e Rengel, 2003). Quando os resíduos das plantas forem decompostos, os cátions básicos absorvidos por elas retornam ao solo, numa espécie de "ação corretiva" dos resíduos orgânicos (Franchini et al., 1999; Butterly et al., 2013).

Para os processos de acidificação induzidos pelo solo, além do acúmulo de C acarretar aumento da acidez potencial devido aos grupos funcionais da MO do solo (Bolan et al., 2003), destaca-se o papel do ciclo do N (Bolan e Hedley, 2003). Apesar de algumas reações serem consumidoras de prótons – como a amonificação, a hidrólise da ureia e a desnitrificação – a nitrificação é um processo altamente acidificante se o N provindo sair ou for perdido do sistema (Fenton e Helyar, 2002). Além da lixiviação do NO_3^- deixar um próton a mais na sua camada de origem, este só lixivia se tiver um cátion acompanhante (comumente Ca, Mg ou K), acentuando ainda mais a acidificação (Bolan e Hedley, 2003; Crusciol et al., 2011).

Em relação aos processos induzidos pelos animais, assim como nos produtos agrícolas, também há exportação nos produtos pecuários (carne, leite, lã, etc.) de nutrientes como Ca, Mg e K. No entanto, esses valores são de 10 a 100 vezes menores do que a exportação pelas culturas de grãos (Haynes e Williams, 1993; Whitehead, 2000). Assim, a principal contribuição na acidificação do solo pela presença de animais em pastagem é pela urina. O seu fluxo pelo perfil do solo ocorre pelos macroporos, ultrapassando a camada superficial. A nitrificação do N presente na urina pode ocorrer e o nitrato (NO_3^-) lixiviar, restando um H^+ na camada mais superficial do solo (Bolan e Hedley, 2003). No entanto, se a urina atingir a subsuperfície sem reagir com as camadas mais superficiais do solo, o pH nestes locais não será alterado (Bolan et al., 1991). Deste modo, a intensidade de pastejo é um fator decisivo para definir as taxas de acidificação causadas pela presença dos animais, pois quanto maior ela for, resultará em maior mineralização de N (Unkovich et al., 1998) e decorre do maior número de animais por área, o que também aumentará a acidificação em decorrência da urina por eles eliminada (Orr et al., 2011).

Em SIPA, poucos ainda são os trabalhos que avaliam a dinâmica da acidez do solo

e de seus principais atributos indicadores (pH, saturação por bases e saturação por Al) e ainda é preciso mais pesquisas nesta área para uma maior e melhor compreensão acerca do tema. Os estudos realizados até o momento indicam que a integração da lavoura com a pecuária, em comparação a áreas somente com lavoura, acarreta uma menor acidificação do solo ao longo do tempo (Figura 1). No entanto, essa menor acidificação é demonstrada principalmente nos atributos ligados à ciclagem dos nutrientes, como a saturação por bases e a saturação por Al (Figura 1b, c). Isso ocorre porque quem governa o pH no solo são os ciclos do C e do N (Bolan e Hedley, 2003) que são inclusive intensificados no SIPA (Assmann et al., 2015). O incremento dos ciclos biogequímicos destes elementos, resulta em maior reaproveitamento dos nutrientes, o que, em geral, garante menores perdas destes elementos. Isto ocorre por potencializar o seu uso, fazendo com que o mesmo nutriente seja utilizado mais de uma vez pela mesma planta, o que é provocado tanto pelos processos de (re)ciclagem, quanto pela mudança na estrutura radicular das forrageiras, as quais, sob o estímulo de pastejo, investem mais em crescimento radicular (Reeder e Schuman, 2002; Souza et al., 2008).

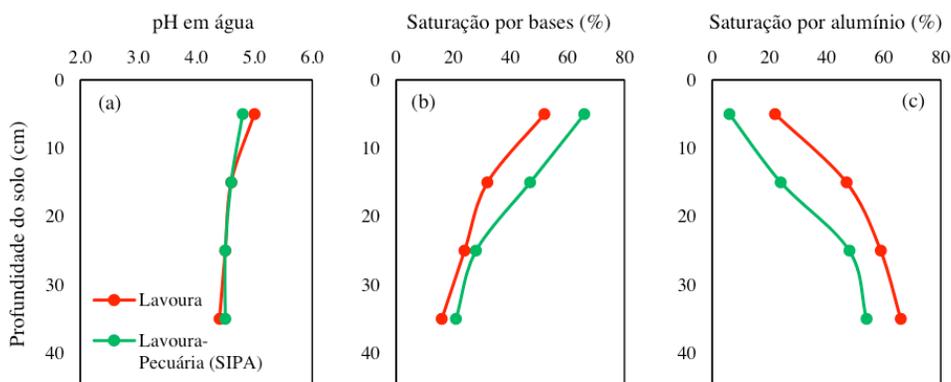



Figura 1. Atributos de acidez do solo após nove anos da realização da calagem superficial e da adoção do Sistema Integrado de Produção Agropecuária (SIPA) (soja-bovinos de corte), em área com histórico de cultivo agrícola e em sistema plantio direto há 17 anos em São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul. Fonte: adaptado de Martins et al. (2014a).

As relações entre pH e saturação por bases e por Al também mudam com a adoção do SIPA (Figura 2). Martins et al. (2014a) verificaram que áreas de SIPA necessitam de um pH menor (4,8) do que as somente com lavoura (5,2) para atingir a saturação por bases de 65 %, recomendada para a região do estudo (CQFS RS/SC, 2016) para sistemas com SPD consolidado (Figura 2a). O mesmo ocorre com a relação entre pH e saturação por Al (Figura 2b), em que valores iguais ou menores que 10 % (tido como o limite de fitotoxicidade para a maioria das culturas) correspondem a um pH maior ou igual a 4,8 nas áreas de SIPA e 5,2 nas áreas sem integração. Isto quer dizer que, além dos benefícios supracitados do SIPA

nessa temática, os índices de tomada de decisão para uma nova calagem também podem ser diferentes dos sistemas de lavoura de grãos, com um pH mais baixo do que o de 5,5 utilizado atualmente (CQFS RS/SC, 2016).

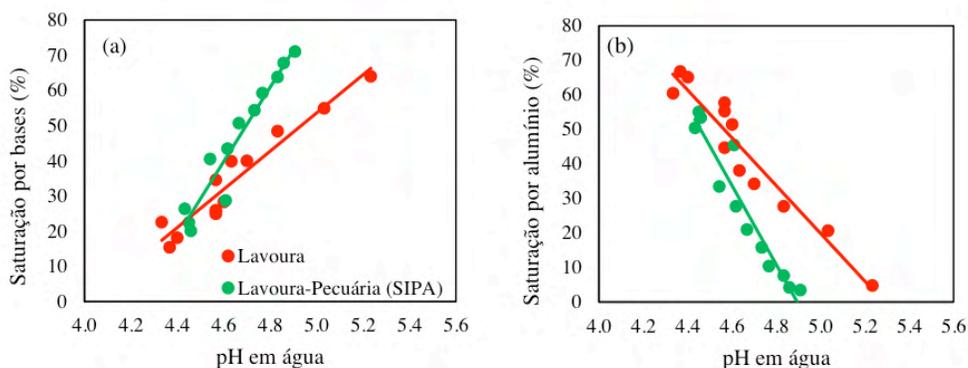



Figura 2. Relação entre pH (em água) e saturação por bases (a) e saturação por alumínio (b) do solo em área com 17 anos de sistema plantio direto e histórico de cultivo agrícola, onde o sistema integrado de produção agropecuária (SIPA) (soja-bovinos de corte) havia sido adotado há nove anos, em São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul.

Fonte: adaptado de Martins et al. (2014a).

2.2 Manejo da calagem em sistemas integrados

A partir da mudança do preparo convencional do solo para o SPD, muitas práticas agrícolas começaram a ser revistas, alteradas e, logicamente, reavaliadas (Anghinoni et al., 2019). A calagem foi uma delas. No preparo convencional, essa prática era realizada com a incorporação do corretivo de acidez ao solo. Isto porque a rocha calcária possui baixa solubilidade em água e um dos mecanismos para aumentar a sua eficiência é justamente o aumento da área de contato entre o solo e o corretivo (Wiethölter, 2000). Com o advento do SPD (mínima mobilização do solo) e, sendo esse sistema de manejo do solo a base para a implantação de SIPA em regiões tropicais e subtropicais (Anghinoni et al., 2013), o calcário passou a ser aplicado sobre a superfície do solo, sem incorporação.

Nos SIPA, em SPD, além do menor contato solo-corretivo que ocorre na aplicação superficial de calcário, ainda havia – e, em muitas regiões, há – o receio de que o pisoteio animal pudesse restringir a ação corretiva do calcário. Isso pode ocorrer tanto em superfície como em profundidade, como resultado da possível compactação do solo, especialmente pela diminuição do movimento descendente das partículas que ocorre através dos poros (Amaral et al., 2004). No entanto, estudos já realizados no Brasil, a respeito dessa temática, demonstram que os SIPA não prejudicam do efeito corretivo do calcário em subsuperfície, e ainda, os potencializam – ou seja, a profundidade de correção do solo alcançada é maior na

integração da lavoura com a pecuária comparativamente a sistemas apenas com lavoura (Flores et al., 2008; Martins et al., 2014b).

Um dos primeiros estudos realizado com esta temática foi o de Flores et al. (2008). Este foi iniciado imediatamente após a adoção do SIPA na área, cujos usos anteriores foram de cultivos agrícolas, sob SPD há oito anos. Os autores verificaram que a máxima correção da acidez do solo ocorreu 24 meses após a aplicação superficial do calcário, promovendo aumento do pH e da saturação por bases e diminuição da saturação por Al. Essas melhorias ocorreram, em média, até a profundidade de 18 cm e percolaram, em média, 3 cm a mais no SIPA (Tabela 1). Além disso, ao contrário do que muitas pesquisas com lavouras de grãos em SPD relatavam na época, os efeitos do calcário aplicado na superfície chegaram a atingir 25 cm de profundidade (ou mais, pois, esta foi a profundidade máxima analisada) nas áreas de SIPA em apenas dois anos (Flores et al., 2008).

Para corroborar esse estudo e verificar se o SIPA no longo prazo (nove anos) teria algum efeito sobre a correção do solo pela aplicação superficial de calcário, Martins et al. (2014b) realizaram uma nova aplicação de calcário na área. Foram avaliados os mesmos atributos de acidez– mas, dessa vez, com amostragens até 40 cm de profundidade. Esperava-se que o efeito de longo prazo, causado pelos quase dez anos de pastejo animal durante o inverno, pudesse alterar a dinâmica da calagem no solo. No entanto, o que se verificou foi uma correção da acidez em profundidade, ainda mais acentuada do que na primeira aplicação, com o efeito corretivo do calcário alcançando profundidades de até 40 cm ou mais nas áreas de SIPA (Tabela 1). Nesta oportunidade, as melhorias ocorreram, em média, até a profundidade de 33cm para a área de SIPA e apenas até 11 cm para a área sem integração (lavoura de soja – *Glycine max* – com plantas hibernais de cobertura), com uma diferença média, a favor do SIPA, de 22 cm a mais de descida do efeito corretivo da acidez do solo ocasionado pela calagem superficial (Tabela 1).

Observa-se que para cada atributo de acidez avaliado, a profundidade máxima de correção alcançada difere, sendo sempre maior para a saturação por bases e saturação por Al e menor para o pH (Tabela 1). Isto porque o aumento do pH em profundidade depende essencialmente da descida física de finas partículas do corretivo pelo perfil do solo, dissolvendo-se em camadas mais profundas. De fato, esse mecanismo contribui para a melhoria nos três atributos de acidez aqui tratados. No entanto, para as melhorias observadas na saturação por bases e por Al ocorre também o mecanismo da descida química, que é muito mais eficiente do que a descida física. Neste mecanismo, os produtos da dissolução do calcário (Ca^{2+} e Mg^{2+}) se ligam a ânions orgânicos ou inorgânicos e percolam no perfil do solo, alcançando camadas mais profundas (Caires, 2010).

Sistema de produção	Profundidade máxima de ação do calcário no solo na primeira aplicação calagem superficial, na implantação do SIPA (8 anos em SPD)		
	No aumento do pH	No aumento da saturação por bases	Na diminuição da saturação por Al
	-- cm --		
Lavoura	15,0	12,5	20,0
Lavoura-Pecuária (SIPA)	17,5	15,0	≥ 25,0
	Profundidade máxima de ação do calcário no solo na reaplicação de calcário, nove anos após a implantação do SIPA (17 anos em SPD)		
	No aumento do pH	**No aumento da saturação por bases**	**Na diminuição da saturação por Al**
	-- cm --		
Lavoura	7,5	7,5	17,5
Lavoura-Pecuária (SIPA)	20,0	≥ 40,0	≥ 40,0

Tabela 1. Profundidade máxima de ação do calcário no solo na primeira aplicação superficial de calcário de um Sistema Integrado de Produção Agropecuária (SIPA) (soja-bovinos de corte), por ocasião da sua implantação, e na reaplicação superficial de calcário realizada nove anos após a sua implantação, em área com histórico de cultivo agrícola sob sistema plantio direto (SPD) em São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul

Fonte: adaptado de Flores et al. (2008) e Martins et al. (2014b).

A correção, até maiores profundidades nas áreas de SIPA, é provável resultado de uma maior quantidade e continuidade de bioporos no perfil do solo, oriundos da maior produção de raízes (Souza et al., 2008) e da maior atividade da fauna edáfica (e.g., besouros coprófagos). Como o pastejo acarreta maior produção de raízes da pastagem hibernal, deve haver também aumento da proporção de solo rizosférico e da atividade microbiana, além do esterco depositado sobre o solo (Silva et al., 2014a) aumentando os teores de C orgânico dissolvido na solução (Martins et al., 2020) que, por sua vez, contribui para a descida química dos compostos dissolvidos do calcário. A descida química também pode ocorrer com compostos (ânions) inorgânicos, como o NO_3^-, de forma igual para as áreas com ou sem SIPA. O que muda é que, como as espécies forrageiras que estão sob ação do pastejo tem maior crescimento de raízes, podem absorver esses íons em camadas mais profundas e inclusive, nesse processo, aumentar o pH, pois, a absorção do NO_3^- tende a ser maior que a do Ca^{2+}.

2.3 Dinâmica do nitrogênio no solo em sistemas integrados

O N é um dos nutrientes minerais requeridos em maior quantidade pelas plantas. É um elemento-chave para os agroecossistemas, tanto por sua essencialidade às plantas, como pelos riscos ambientais que o seu manejo inadequado pode representar (Li et al., 2007). Os solos normalmente apresentam teores totais de N variando de 0,1% a 0,6%

na camada superficial (Cameron et al., 2013). Desse total, entre 95% e 98% pode ser encontrado na forma orgânica e, portanto, a MO é o principal reservatório de N do solo. Por outro lado, as plantas majoritariamente absorvem o N na forma inorgânica, a qual representa uma mínima fração do N total do solo (Urquiaga et al., 1984). As formas inorgânicas de N, no entanto, são bastantes variáveis. Assim, em razão da complexidade e da dinâmica das transformações a que essas formas estão sujeitas, simples alterações no manejo do solo e/ou das espécies cultivadas pode modificar substancialmente o seu comportamento.

Nos SIPA, por serem mais complexos do que os sistemas de produção puramente agrícolas, o potencial de alteração do N no ambiente é ainda maior. A inserção do animal nesses sistemas altera o fluxo de N pela ingestão, digestão e retorno ao ambiente da biomassa consumida. Esse retorno ocorre de forma distinta e heterogênea, especialmente, por transformar parte do resíduo vegetal das forrageiras em resíduos animais (excretas), os quais possuem características particularmente distintas. Nesse sentido, o fluxo de N é alterado e acelerado, tendo em vista que aproximadamente 80% desse nutriente ingerido da biomassa retorna ao solo pelos dejetos (Whitehead, 2000). Este é um importante fator a se levar em consideração, pois a maior parte do N consumido retorna ao sistema. Exemplificando, uma produção de 450 kg ha^{-1} de peso vivo bovino exporta somente 11kg ha^{-1} de N, enquanto uma produtividade de 8 e 10 Mg ha^{-1} de milho (*Zea mays*) e arroz (*Oryza sativa*) exportam 128 e 150 kg ha^{-1} de N, respectivamente (Whitehead, 2000; CQFS-RS/SC, 2016).

O acúmulo de MO no solo é um dos principais benefícios na alteração na dinâmica do N pela adoção de SIPA. Embora a ação do animal em pastejo reduza o aporte de resíduo de parte aérea deixado pela pastagem, em comparação a áreas sem pastejo, a Produção Primária Líquida (PPL) da pastagem é favorecida pelo pastejo (Kunrath et al., 2015a). Ainda, na relação entre o aumento do teor de MO do solo e o aporte de resíduos, sabe-se que não se considera apenas o fator quantidade, mas também a qualidade do resíduo. Estudos recentes (Cotrufo et al., 2013; Veloso et al., 2018) têm mostrado que resíduos lábeis (e com maior conteúdo de N), ao aumentarem a biomassa microbiana, consequentemente, podem favorecer o acúmulo de C e N via interações organominerais, tanto em superfície quanto em profundidade. Resíduos lábeis de plantas são a fonte dominante de produtos microbianos, porque são utilizados de forma mais eficiente por micro-organismos do solo (Cotrufo et al., 2013). Além disso, o acúmulo de MO no solo está intimamente ligado ao estado de agregação do solo, que também tende a aumentar com a adoção do SIPA (Souza et al., 2010). Isso indica que a diversidade de cultivos proporcionada pelos SIPA é um elemento chave para o acúmulo de MO no solo, pois pode promover tanto a agregação do solo quanto o acúmulo de MO via interações organominerais.

Além dos fatores supracitados, relacionados às características da parte aérea de resíduos vegetais, o pastejo favorece maior crescimento radicular da pastagem, beneficiando

o incremento de MO no perfil do solo (Souza et al., 2008). Nesse contexto, a carga animal é um fator determinante no acúmulo de MO em sistemas pastejados. Intensidade moderada de pastejo tem maior potencial em acumular MO, devido à alta quantidade de resíduos e dejetos aportados em superfície e pelo favorecimento, via pastejo, da taxa de renovação da pastagem e desenvolvimento radicular (Reeder e Schuman, 2002). No inverno, uma alta intensidade de pastejo pode acarretar taxas negativas que chegam a quase 0,3 Mg C ha^{-1} ano^{-1} (Nicoloso et al., 2008). O mesmo estudo demonstrou que ocorre acúmulo de MO quando utilizado com pastejo moderado no período hibernal. Dessa forma, percebe-se que a magnitude do acúmulo de MO depende, entre outros fatores, da carga animal adotada.

Os SIPA também podem aumentar a disponibilidade de N via mineralização. A principal causa se deve à diversidade de resíduos aportados, os quais influenciam tanto a concentração de N quanto a atividade e comunidade microbiana no solo (Augustine e Frank, 2001; Chávez et al., 2011), principais responsáveis por esse processo. Além das diferenças na composição química, os dejetos normalmente diferem dos resíduos vegetais quanto ao tempo e forma de liberação de N (Haynes e Williams, 1993). Geralmente, as fontes de C orgânico oriundas do esterco, por exemplo, são mais facilmente decompostas em função do maior peso molecular (Iyamyremye e Dick, 1996). Devido ao ciclo biogeoquímico do C estar estritamente relacionado ao ciclo biogeoquímico do N, a alta reatividade do C orgânico, associada a uma fração de mais lenta liberação, faz com que a utilização do N nesses sistemas produtivos seja mais eficiente, evitando-se perdas para o ambiente (Kunrath et al., 2015b).

As pastagens, sobretudo de gramíneas, respondem muito à adubação nitrogenada e, por isso, geralmente a eficiência de uso do N (EUN) em pastagens é elevada, até mesmo com altas adubações (400 kg ha^{-1} ano^{-1} N) (Sun et al., 2008). Em estudo conduzido em duas localidades, constatou-se EUN de 77% nos sistemas de produção de forrageiras, comparado a uma EUN de 31% encontrada nos sistemas de produção de grãos (Thomason, 1998). Essa maior eficiência se deve principalmente ao melhor aproveitamento do N fornecido via fertilizante, resultando em menores perdas por lixiviação (Kunrath et al., 2015b).

A maior habilidade em aproveitar o N via adubação por plantas forrageiras, quando comparada a culturas de grãos, pode ser atribuída ao espaçamento entre linhas das pastagens (~ 17 cm), inferior ao espaçamento da maioria das culturas de grãos, como o milho (~ 45 cm). Isso faz com que aumente a probabilidade de contato das raízes com os fertilizantes aplicados e consequente mais rápida absorção; e ao pastejo aplicado sobre as forrageiras, favorecendo o rebrote e incrementando a necessidade de absorção de nutrientes, evitando possíveis perdas. Em clima subtropical, ainda existe uma terceira razão, que são as melhores condições meteorológicas no momento da adubação, uma vez que as temperaturas médias são menores comparadas ao período estival, evitando perdas por volatilização (Assmann et al., 2017a). Devido às alterações na dinâmica do N e maior

EUN via fertilizante, a partir da adoção de diferentes arranjos de SIPA, sugere-se distintos manejos da adubação nitrogenada nesses sistemas.

2.4 Manejo da adubação nitrogenada em sistemas integrados

No subtrópico brasileiro, estudos como o de Assmann et al. (2003) têm demonstrado benefícios da adoção de SIPA no aproveitamento da adubação nitrogenada em pastagens de inverno para culturas de grãos cultivadas em sucessão. Segundo esses autores, o pastejo em espécies leguminosas resulta em maiores teores de N no solo, evitando potenciais perdas (Figura 3). O efeito do pastejo e da pastagem leguminosa mantém os teores de N no solo cerca de 3,1 vezes maiores em comparação às áreas sem pastejo e sem leguminosas, quando da aplicação de altas doses de N (300 kg ha^{-1} N).

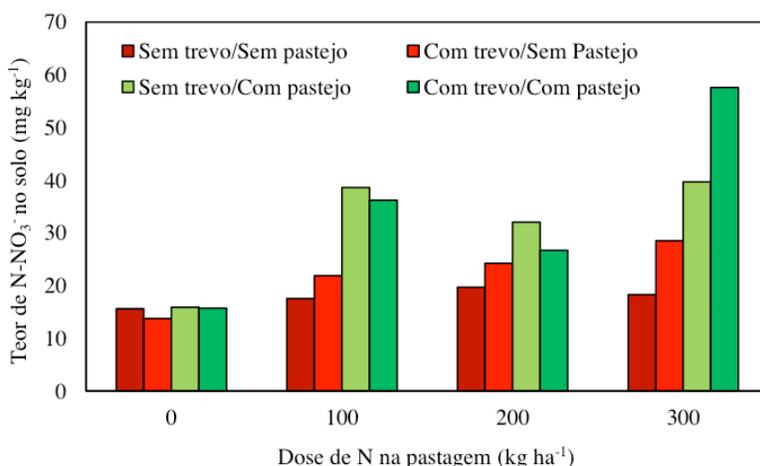



Figura 3. Teores de nitrogênio na forma de nitrato (N-NO_3^-) no solo de acordo com doses de N aplicadas no inverno, em áreas com ou sem a presença de trevo e com ou sem a presença de pastejo, em Guarapuava, Paraná. Fonte: adaptado de Assmann et al. (2003).

O remanescente de N no solo, após cultivo de pastagens, reflete também na produtividade de cultivos agrícolas em sucessão. Assmann et al. (2003) verificaram a possibilidade de redução da adubação nitrogenada no milho cultivado após pastagens adubadas. A produtividade do milho (10 Mg ha^{-1}), sem adubação nitrogenada, cultivado após consórcio de aveia preta (*Avena strigosa*) + azevém (*Lolium multiflorum*), pastejados e adubados, foi semelhante àquela obtida com a adubação de 240 kg ha^{-1} N no ciclo do milho (Figura 4). Da mesma forma, Sandini et al. (2011) também não identificaram incrementos em produtividade pela adubação nitrogenada (média de 13,0 Mg ha^{-1}) no milho cultivado após consórcio de aveia preta + azevém pastejados e adubados com 225 kg ha^{-1} N.

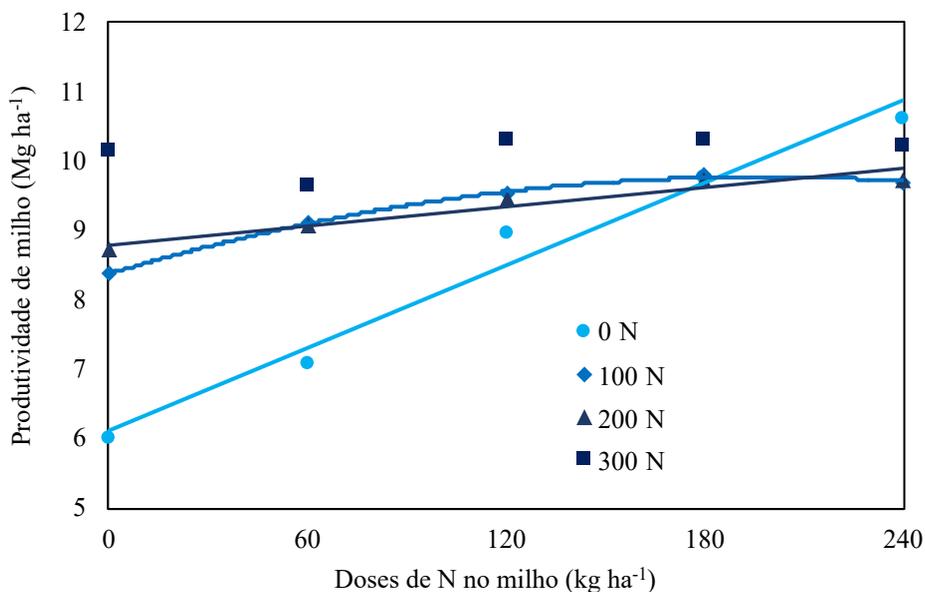



Figura 4. Produtividade de milho em um sistema integrado de produção agropecuária após diferentes doses de N aplicadas na pastagem de aveia preta + azevém em antecedência em Guarapuava, Paraná. Fonte: adaptado de Assmann et al. (2003).

Esses resultados são de extrema importância para se conhecer os potenciais benefícios da utilização dos SIPA na redução da adubação nitrogenada em gramíneas cultivadas após pastagens adubadas. No entanto, vale ressaltar que são obtidos em um processo lento, obtendo-se esses benefícios na maioria das vezes, em longo prazo. Eles foram obtidos a partir de estudos em uma região (Guarapuava/PR) com solos com altos teores de MO, histórico de longo prazo de SPD consolidado e diferentes rotações de culturas. A inversão da adubação no sistema de produção, deixando-se de adubar o milho e somente adubando a pastagem, não é um processo de rápida adoção. No entanto, esse patamar pode ser alcançado, iniciando-se com a ausência de revolvimento do solo, alto aporte de resíduos, em quantidades e qualidades adequadas, a diversificação de culturas e, obviamente, com a inserção do componente animal no sistema.

Resultados de experimentos com arroz irrigado também têm demonstrado benefícios do pastejo bovino contínuo por diferentes períodos (Carmona et al., 2016). Neste estudo, os autores identificaram sensível redução (de 2,1 a 0,8 Mg ha^{-1}) na resposta do arroz à adubação com NPK, em função do tempo de pastejo (2 a 16 anos). Da mesma forma, o custo da adubação em relação à indicada pela análise do solo diminuiu sensivelmente na média dos quatro locais (de R$ 745,00 para R$ 425,00 ha^{-1}) para obtenção de uma mesma produtividade de arroz (11,1 Mg ha^{-1}). Embora a adubação dessa cultura possa ser reduzida sob SIPA, a exigência de fornecimento desses três macronutrientes (N, P e K) é distinta.

Segundo Denardin et al. (2020b), devido à ausência de resposta do arroz em produtividade, a adubação fosfatada e potássica pode ser suprimida do cultivo do arroz e fornecida somente na pastagem, desde que os teores disponíveis desses nutrientes estejam acima dos teores críticos. No entanto, em SIPA, conduzido em SPD com monocultivo de arroz e pastejo hibernal, o arroz ainda continua respondendo à adubação nitrogenada (Denardin *et al.*, 2020b). Isso se deve principalmente pelo fato de a disponibilidade do N no solo estar estritamente relacionada à dinâmica da MO. Nesse contexto, os solos cultivados com arroz irrigado possuem baixos teores de MO (Boeni et al., 2010). Este fato, aliado à redução na taxa de mineralização da MO pela condição de anaerobiose em função do alagamento do solo, faz com que o arroz continue requerendo o fornecimento de N durante o seu ciclo, mesmo que em menores quantidades.

Outro experimento de longo prazo (Denardin et al., 2018), no qual testaram-se diferentes arranjos de SIPA em terras baixas, também se identificaram maiores produtividades de arroz, sem preparo do solo. Em SIPA, o arroz-pecuária (pastagem de azevém) (em média 11,3 Mg ha^{-1} de produtividade do arroz) e em SIPA arroz/soja-pecuária (pastagem de azevém) (em média 12,0 Mg ha^{-1} de produtividade do arroz), em relação ao sistema tradicional arroz-pousio, com preparo de solo (em média 10,3 Mg ha^{-1} de produtividade do arroz). Segundo os autores, tais produtividades se devem à adubação nitrogenada aplicada no arroz e na pastagem (120 kg ha^{-1} N) e à rotação com a soja, acelerando os processos de decomposição dos resíduos e minimizando os efeitos da imobilização temporária de N. Nesse contexto, a soja beneficia o sistema por aportar menores quantidades de um resíduo de mais fácil decomposição, com baixa relação C/N. Segundo Denardin et al. (2019), nesses ambientes, a adubação nitrogenada na pastagem ou o cultivo de leguminosas é importante ferramenta para favorecer o acúmulo de MO no solo, aumentando a disponibilidade de N e permitindo a redução do seu fornecimento via adubação ao longo do tempo.

Dados do experimento anteriormente citado (Denardin et al., 2018) demonstram que, acompanhando as maiores produtividades do arroz em SIPA, os sistemas que possuem menor frequência do cultivo do arroz e maior diversidade de espécies em rotação apresentam aumento no teor de MO no solo ao longo do tempo, enquanto o sistema tradicional de cultivo do arroz, conduzido com revolvimento do solo, resulta na diminuição de MO (Tabela 2). Tão importante quanto o aumento no teor de MO do solo é o aumento da fração particulada (lábil) de N (Tabela2), que é aquela mais sensível ao manejo e arranjo dos sistemas e a mais facilmente mineralizável. Verifica-se que a quantidade de N lábil no SIPA arroz/soja-pecuária (azevém pastejado) chega a 330 kg ha^{-1}, com potencial de fornecer 120 kg ha^{-1} de N a mais para o arroz comparado ao sistema tradicional de cultivo do arroz (com pousio hibernal e preparo do solo) (Tabela 2).

Sistema de produção[1]	Matéria orgânica do solo[2]		Nitrogênio lábil do solo[3]
	1º ano	5º ano	4º ano
	------------------- % --------------------		----------- kg ha^{-1} -----------
1. Monocultivo de arroz/pousio	1,96	1,73	210
2. Arroz - azevém pastejado	1,77	2,47	290
3. Rotação soja/arroz - azevém pastejado	1,84	1,97	330

Tabela 2. Evolução temporal do teor de matéria orgânica e estoque de nitrogênio particulado (lábil) do solo após diferentes anos de adoção de sistemas integrados de produção agropecuária em Cristal, Rio Grande do Sul

[1] Sistema 1 (testemunha) com preparo anual do solo e Sistemas 2 e 3 conduzidos em sistema plantio direto. [2] Camada de 0 a 10cm do solo. [3] Camada de 0 a 20cm do solo. Fonte: adaptado de Denardin et al. (2018).

A adoção de práticas de manejo conservacionistas do solo, como o SPD, é essencial para a melhoria da qualidade do solo e, consequentemente, a disponibilidade de N para o arroz irrigado (Denardin et al., 2019). A melhoria na qualidade do solo está intimamente relacionada ao seu teor de MO e, por isso, práticas complementares, como o alto aporte de resíduos de qualidade (baixa relação C/N) ao solo são necessárias para manutenção desse atributo (Cotrufo et al., 2013; Veloso et al., 2018). De forma geral, práticas como essas, acompanhadas da presença do animal em pastejo no sistema produtivo, atuando como um reciclador de N, acabam, portanto, proporcionando melhorias no solo e no sistema produtivo, como aumentos no teor de MO, maiores produtividades de grãos de arroz e menor dependência de N via fertilizante no seu cultivo (Figura 5).

Outra forma de garantir maior EUN em sistemas produtivos é pelo cultivo de leguminosas. Essas espécies possuem a capacidade de realizar a fixação biológica de N (FBN), a qual é a principal via de aproveitamento e inclusão do N atmosférico (110 a 170 kg ano^{-1} N) no sistema solo-planta (Peoples e Craswell, 1992). A utilização de leguminosas, tanto em cultivo solteiro quanto consorciadas com gramíneas, promove incrementos na produção animal, pelo aumento da qualidade e da quantidade da forragem em oferta, resultante não só da participação da leguminosa na dieta do animal, mas também dos efeitos indiretos relacionados com a FBN e seu repasse ao ecossistema de pastagem. Os benefícios dos consórcios são observados tanto no próprio ciclo de pastejo, pela transferência de quantidades consideráveis de N, na qual a leguminosa pode fornecer até 100 kg ha^{-1} de N para a gramínea em consórcio (Louarn et al., 2015) quanto nos cultivos em sucessão.

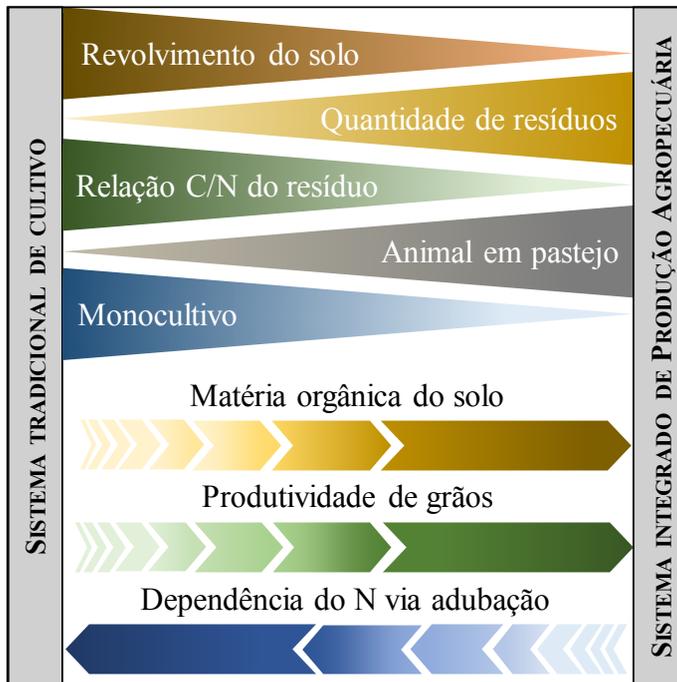



Figura 5. Modelo teórico do efeito da intensidade da adoção de práticas de manejo do solo e do sistema produtivo sobre a manutenção do teor de matéria orgânica do solo, a produtividade de grãos de arroz e a dependência do nitrogênio (N) fornecido via fertilizante no seu cultivo. Fonte: Elaborado pelos autores.

Com a cultura do trigo (*Triticum aestivum*), por exemplo, sem adubação nitrogenada, Deprez et al. (2005) obtiveram produtividades de grãos de 3,2 e 5,2 Mg ha^{-1} após azevém perene (*Lolium perenne*) e consórcio de azevém + trevo-vermelho (*Trifolium pratense*), respectivamente. Ao fornecer 50 e 100 kg ha^{-1} de N ao trigo após azevém, as produtividades de grãos foram aumentadas para 4,6 e 6,0 Mg ha^{-1}, respectivamente, sugerindo que o trevo-vermelho representa um equivalente a mais de 50 kg ha^{-1} N para o trigo. Os ganhos oriundos dos consórcios pastejados, de gramínea com leguminosa, consolidam a eficiência dos SIPA, principalmente, por depender menos da adubação nitrogenada, otimizando o uso de N atmosférico.

2.5 Dinâmica do fósforo e do potássio no solo em sistemas integrados

O P no solo encontra-se na fase líquida (solução do solo) e na fase sólida nas formas orgânicas e inorgânicas. A quantidade de P na solução do solo é muito menor do que na fase sólida, normalmente não ultrapassando 0,5 mg L^{-1} de concentração, especialmente nas formas $H_2PO_4^-$ e HPO_4^{-2} (McDowell e Sharpley 2001; Bhattacharyya et al., 2003). As plantas absorvem esse nutriente exclusivamente da solução do solo que está em constante equilíbrio com a fase sólida, sendo reabastecido pela mesma após a

absorção de P da solução pelas plantas. Sob condições naturais no Brasil, a fase sólida do solo pode apresentar teores totais de P variando entre 100 a 2.000 mg kg^{-1} (Tiecher et al., 2015). Contudo, somente uma pequena fração desse P total pode ser liberado para a solução e ser absorvido pelas plantas. Essa fração é chamada de "disponível", sendo determinada por métodos de rotina de análise de solo, que contemplam como extratores, no Brasil, a resina de troca aniônica, e as soluções Mehlich-1 e Mehlich-3.

No material de origem dos solos, a principal forma mineral de P é o fosfato de cálcio, como as apatitas. Com o avanço do intemperismo, as apatitas vão sendo solubilizadas, parte do Ca é perdido por lixiviação e o P liberado passa a ser retido fortemente por minerais secundários, como os óxidos de Fe e Al que, concomitantemente, se formam no solo. Pode-se dizer que com o avanço do intemperismo, parte expressiva do P inorgânico do solo deixa de estar ligado com o Ca e passa a formar compostos de baixa solubilidade com Fe. Além disso, durante a formação do solo, parte do P liberado na solução do solo é absorvido pelas plantas e microrganismos, cujos resíduos dão origem ao P orgânico do solo. Esse P orgânico somente será disponível para as plantas, após a mineralização por micro-organismos ou enzimas extracelulares como as fosfatases.

Plantas nativas de ecossistemas tropicais e subtropicais são geralmente adaptadas ao ambiente de baixo P disponível no solo, e capazes de produzir grande quantidade de biomassa graças ao ciclo muito próximo entre o P mineralizado dos resíduos vegetais e a absorção das plantas, bem como devido a outras estratégias mais eficientes de absorção e uso de P do solo. Contudo, para a maioria das plantas de interesse agronômico para produção de grãos, forragens e fibras, o teor de P disponível "*nativo*" não é suficiente para atender as demandas desses cultivos. Torna-se necessário a adição de P via fertilizantes até atingir um novo *status* de disponibilidade de P adequado para o crescimento e desenvolvimento plenos dessas culturas.

Nesse sentido, a rotação de culturas, o uso de plantas de cobertura com diferentes estratégias de absorção de P e a introdução do animal em pastejo no sistema produtivo, caracterizado pelos SIPA, vem trazendo resultados promissores. Deiss et al. (2016) observaram que a maior complexidade agrícola promovida pelo pastejo, aumentou a concentração de P na forma de ortofosfatos e reduziu o P orgânico recalcitrante, portanto aumentando a disponibilidade de P para as plantas. Além disso, tem-se reportado que em SIPA há um incremento nos teores de P, principalmente em formas orgânicas lábeis, devido ao alto aporte de resíduos vegetais e animais (Costa et al., 2014; Damian et al., 2020). Portanto, a integração da pecuária, com as culturas anuais, pode ser uma alternativa sustentável para aumentar a disponibilidade de P no solo.

Assim como o P, o K encontra-se também na fase líquida e sólida do solo. A diferença é que devido às suas propriedades químicas, esse nutriente não faz parte da estrutura de nenhuma molécula orgânica, ou seja, o K existe no solo somente na forma inorgânica. O K

no solo pode ser genericamente dividido em três formas principais: (a) dissolvido na solução do solo na forma de íon K^+ hidratado em baixas concentrações que variam geralmente de 1 a 5 mg L^{-1}; (b) fazendo parte de minerais primários altamente resistentes ao intemperismo (chamado de K estrutural); (c) adsorvido aos grupos funcionais dos argilominerais, óxidos e matéria orgânica, formando complexos de superfície com variados graus de energia e, portanto, variado grau de dessortividade ou disponibilidade para as plantas. Vários estudos sobre o elemento dividem o K adsorvido aos grupos funcionais genericamente duas formas: "K trocável" e "K não trocável". Contudo, essa terminologia somente faz sentido quando devidamente associadas às condições laboratoriais usadas no método (concentração da solução, tempo de agitação, relação solo: extrator, número de extrações, entre outros) (Bourder et al., 2021). É importante ressaltar que essa nomenclatura não tem nenhuma relação com o tipo de complexo formado entre o íon K^+ com o grupo funcional. As plantas absorvem o K da solução do solo e à medida que o seu teor diminui (diluição da solução), desencadeia um processo de liberação rápida e estequiométrica do K retido com menor energia (adsorvido eletrostaticamente aos grupos funcionais), e mais lentamente do K retido com maior energia (argilominerais 2:1 com K na entrecamada) e de formas estruturais da fase sólida em solos, com presença de minerais primários contendo K.

O teor de K total dos solos brasileiros varia grandemente em função do material de origem e do intemperismo. Solos mais intemperizados derivados de basalto podem apresentar teor de K total de até 3.000 mg kg^{-1} (Almeida et al., 2020), enquanto solos mais jovens derivados de granito podem apresentar teor de K total de até 30.000 mg kg^{-1} (Flores et al., 2021). Mesmo com altos teores de K total, somente uma pequena fração é disponível para as plantas e, assim como para o P, a fração biodisponível é comumente estimada por métodos de rotina de análise do solo, que geralmente utilizam a resina de troca catiônica, cloreto de amônio, acetato de amônio ou a solução Mehlich-1 como extratores. O K extraído com esses métodos é geralmente chamado de "K trocável". Porém, esses métodos podem não apresentar boa correlação com a absorção pelas plantas devido à contribuição de formas de K não trocáveis do solo que não são acessadas por esses extratores. De fato, é sabido que existe contribuição considerável de K não trocável para a nutrição das plantas, que é atribuído à liberação e K das entre camadas de argilominerais 2:1 presentes na fração argila do solo, e oriundo da dissolução de minerais com a presença de K (feldspatos e micas, por exemplo) presentes nas frações mais grosseiras (silte e areia) do solo. Porém a estimativa adequada da contribuição dessas formas ainda representa um desafio.

Em solos oxídicos altamente intemperizados, com ausência ou baixa ocorrência de argilominerais 2:1, como Latossolos do Cerrado, o fornecimento de K para as plantas é geralmente oriundo basicamente da liberação de K trocável que está adsorvido a grupos funcionais de superfície de argilas minerais e orgânicas. Nessas condições, o teor de K disponível no solo estimado pelos métodos de rotina (Mehlich-1, cloreto de amônio ou

resina de troca catiônica) representam quase que a totalidade do K absorvido pelas plantas. Contudo, em solos com presença de argilominerais 2:1 na fração argila a dinâmica do K é um pouco mais complexa, pois, essas estruturas minerais podem agir tanto como dreno quanto como fonte de K do solo. Apesar da fertilidade do solo tradicional assumir que os solos brasileiros possuem apenas minerais secundários como caulinita e óxidos de Fe e Al, existem vários relatos científicos em todo Brasil que evidenciam que a mineralogia dos solos brasileiros não é tão monótona (Almeida et al., 2000; Bertolazi et al., 2017; Caner et al., 2014; Cunha et al., 2014; 2019; Firmano et al., 2020; Lima et al., 2021; Oliveira et al., 2020; Schaefer et al., 2008; Weber et al., 2005), e isso tem limitado muito a compreensão da química dos solos brasileiros. Apesar de em muitos casos os argilominerais 2:1 estarem presentes em concentrações muito menores que os óxidos e caulinita, eles expressam marcada influência nas propriedades químicas do solo devido à sua alta reatividade, e afetam diretamente a dinâmica do K no solo (Britzke et al., 2012; Chaves et al., 2015). Quando o K fornecido via fertilizantes é menor do que o absorvido pelas plantas, pode haver liberação do K retido nas cavidades siloxanas de argilominerais como a mica. Quando o K adicionado é maior que o K absorvido, argilominerais 2:1 como a vermiculita podem reter o K excedente nas suas entrecamadas (Bortoluzzi et al., 2005; Moterle et al., 2019), o que pode inclusive diminuir a disponibilidade de K para as plantas devido à competição entre o solo e a planta pelo K adicionado. Em ambos os casos, pode haver modificações na mineralogia da fração argila devido a entrada ou saída de K das entrecamadas dos argilominerais 2:1. Por esse motivo, é comum observar situações em solos com presença desses argilominerais onde as culturas não respondem a adição de fertilizante, ou o teor de K disponível não aumenta, ao longo dos cultivos, mesmo com grandes adições de K via fertilizantes (Firmano et al., 2020, Flores et al., 2021).

Assim como para o P, a utilização dos SIPA é uma alternativa promissora para aumentar disponibilidade de K no solo. Em um estudo no Cerrado brasileiro, grande quantidade de K não trocável foi incorporado no sistema, envolvendo milho e *Brachiaria brizantha* (Sistema “Santa Fé”) em comparação com o milho sem consórcio, mostrando a capacidade das plantas forrageiras em reciclar o K, aumentando sua disponibilidade (Garcia et al., 2008). Além disso, o efeito da planta de cobertura pode ser potencializado pelo pastejo animal. Bertolazi et al. (2017) demonstraram que, em 12 anos de adoção de SIPA, houve aumento na disponibilidade de K, principalmente devido à maior ciclagem pelo maior crescimento radicular da pastagem promovido pelo pastejo. Posteriormente, na mesma área experimental, Almeida et al. (2020) verificou que o pastejo induziu o uso de formas menos disponíveis de K no solo (“K não trocável”).

2.6 Manejo da adubação fosfatada e potássica em sistemas integrados

Para uma maior eficiência da adubação, tanto a fosfatada quanto a potássica, é fundamental corrigir a acidez do solo (Slattery et al., 1999; Scanlan et al., 2017). Apesar de

que o pH baixo pode aumentar a absorção de P pelas plantas (Barrow, 2017), em condições de pH abaixo 5,5 existem dois fatores que diminuem a eficiência da adubação fosfatada, e por isso, a correção da acidez do solo deve ser sempre preconizada. Primeiramente, o crescimento radicular em solos tropicais e subtropicais com pH abaixo de 5,5 é prejudicado pela toxidez de Al^{3+}, e indiretamente, menos P é absorvido pelas plantas. Segundamente, mas não menos importante, condições de pH baixo aumenta a energia de adsorção química de P pelos óxidos de Fe e Al, consequentemente diminuindo sua disponibilidade para as plantas (Gustafsson et al., 2012; Bai et al., 2017; Penn e Camberato, 2019). Além disso, a correção da acidez pela calagem gera cargas negativas no solo, aumentando a capacidade de troca de cátions (CTC) (Huang et al., 2020) e, consequentemente, diminuiu o potencial de perda de K por lixiviação, o que é particularmente importante em solos arenosos com menor capacidade de retenção de K e maior infiltração de água (Slattery et al., 1999). Ainda, a ausência de toxidez de Al promove maior crescimento radicular e exploração de ambos os elementos (P e K) presente no solo. Além da correção da acidez, outros fatores podem influenciar a dinâmica e a disponibilidade de P e K no solo, como a utilização de plantas com diferentes estratégias de absorção, e a entrada do componente animal no sistema.

Os SIPA são reconhecidos mundialmente por produzirem mais alimento e energia por unidade de área em relação a sistemas não integrados de produção (Moraes et al., 2014; Farias et al., 2020), pois promovem maior ciclagem do P e do K (Assmann et al., 2017b), aumentando a disponibilidade destes nutrientes no solo (Ferreira et al., 2011; Deiss et al., 2016). Isso ocorre porque os animais reciclam os nutrientes ingeridos pelo processo de pastejo. Apesar da ingestão de grande quantidade de biomassa e nutrientes, a maior parte do P e K ingerido pelos animais retorna ao solo nas fezes e urina, em formas prontamente ou potencialmente disponíveis (Haynes; Williams, 1993).

A adubação fosfatada e potássica em SIPA segue a mesma filosofia de adubação dos sistemas convencionais de cultivo. Primeiramente, deve-se realizar adubação de correção, que visa elevar os teores de P e K disponível até um determinado valor crítico que é adequado ao crescimento e desenvolvimento das principais culturas de interesse agrícola e forrageiro (CQFS-RS/SC, 2016) (Figura 6). Nessa lógica, os primeiros anos de adubação necessitam maior quantidade de P e K (Figura 6b). Posteriormente, após atingido o teor crítico de P e K no solo (Figura 6a), a adubação visa manter os teores dos nutrientes a níveis adequados ao desenvolvimento das culturas (Figura 6b). Nesse estágio, as doses de P e K aplicadas correspondem basicamente à quantidade de nutrientes exportados (Figura 6b) pelos grãos, fibras, forragens e carne (Tabela 3), mais eventuais perdas por escoamento ou imobilização no solo (Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; Sousa e Lobato, 2004; CQFS-RS/SC, 2016; SBCS/NEPAR, 2017).

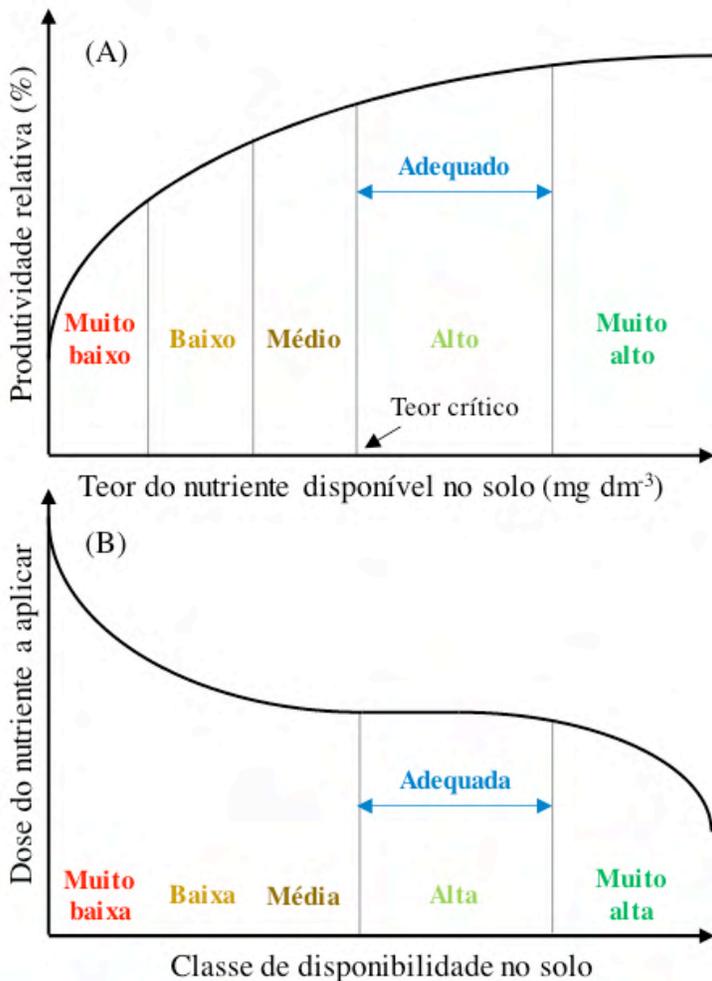



Figura 6. Definições das classes de fertilidade do solo e a relação entre teor disponível e o rendimento das culturas (a) e a definição das entradas de nutrientes em função da disponibilidade no solo (b). Fonte: adaptado de CQFS-RS/SC (2016).

Ao contrário das culturas de grãos como a soja, por exemplo, que para uma produção de 4 Mg ha^{-1} de grãos são exportados 25 kg de P e 67 kg de K, em pastagens, as exportações pela carne são mínimas, visto que uma produção de carne de 450 kg ha^{-1} exporta apenas 1 kg de P e 1,7 kg de K (Tabela 4). Nesse sentido, Alves et al. (2019) demonstraram que em SIPA o animal atua como um reciclador de nutrientes, e quem controla os fluxos de nutrientes são as culturas de grãos, pois 95% do P e do K são exportados por elas e apenas 5% pela carne. Dessa forma, devido à baixa quantidade de P e K exportados na fase pastagens dos SIPA, existe uma necessidade mínima de reposição desses nutrientes via fertilizante, visando a manutenção dos teores acima do teor crítico em solos com fertilidade corrigida.

Classe de disponibilidade	Classe de teor de argila[1]				
	1	**2**	**3**	**4**	Fósforo
	---------- mg dm⁻³ P ----------				
Muito baixo	≤ 3,0	≤ 4,0	≤ 6,0	≤ 10,0	
Baixo	3,1 – 6,0	4,1 – 8,0	6,1 – 12,0	10,1 – 20,0	
Médio	6,1 – **9,0**[2]	8,1 – **12,0**[2]	12,1 – **18,0**[2]	20,1 – **30,0**[2]	
Alto	9,1 –12,0	12,1 – 24,0	18,1 – 36,0	30,1 – 60,0	
Muito alto	> 12,0	> 24,0	> 36,0	> 60,0	
	CTC_{pH7} do solo				Potássio
	≤ 7,5	**7,6 - 15,0**	**15,1 - 30,0**	**< 30,0**	
	---------- mg dm⁻³ K ----------				
Muito baixo	≤ 20	≤ 30	≤ 40	≤ 45	
Baixo	21 – 40	31 – 60	41 – 80	46 – 90	
Médio	41 – **60**[2]	61 – **90**[2]	81 – **120**[2]	91 – **135**[2]	
Alto	61 – 120	91 – 180	121 – 240	136 – 270	
Muito alto	> 120	> 180	> 240	> 270	

Tabela 3. Interpretação dos teores de fósforo (P) e potássio (K) no solo extraídos pelo método Mehlich-1, conforme o teor de argila e a capacidade de troca de cátions (CTC_{pH7}), respectivamente, para culturas de grãos e pastagens cultivadas, nos estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina

[1]Porcentagem de argila: classe 1 = > 60, classe 2 = 41 – 60, classe 3 = 21 – 40 e classe 4 = ≤ 20. [2]Teor crítico de P e K em função da classe de argila e CTC_{pH7}, respectivamente.

Fonte: adaptado de CQFS-RS/SC (2016).

Em áreas onde o pastejo animal é bem conduzido, as plantas são constantemente estimuladas a crescer pelo processo de desfolhação (Gastal e Lemaire, 2015) e além de ter uma maior produção primária liquida, o processo de pastejo induz uma maior produção de raízes (Souza et al., 2008; López-Mársico et al., 2015). O pastejo aumenta a capacidade fotossintética da folhagem remanescente e aumenta a taxa de crescimento das folhas e perfilhos em azevém (Gifford e Marshall, 1973; Kunrath et al., 2015a). Embora exista baixa probabilidade de resposta em cultura de grãos à adubação em solos onde os teores de P e K são altos (Boring et al., 2018), para pastagem esta resposta pode ser maior, devido à necessidade de absorção de nutrientes também aumentar nas plantas sob pastejo, devido aos vários ciclos de estimulação do crescimento ao longo do período de pastagem (Ruess et al., 1983; Chapin e McNaughton, 1989).

Dessa forma, uma nova estratégia de adubação vem sendo estudada, a “Adubação de Sistemas”, a qual visa a antecipação da adubação de reposição com P e K exportada pelas culturas de grãos para a fase pastagem (Assmann et al., 2017; Denardin et al., 2020a; Farias et al., 2020). Assim, é possível aproveitar o potencial reciclador do animal

na fase pastagem e a capacidade de deixar em formas disponíveis para a cultura de grão em sequência, mantendo os níveis de P e K acima do crítico (Figura 7). Alves et al. (2020) e Farias et al. (2020) observaram que, em um solo com teores de P e K acima do crítico, a antecipação da adubação de reposição do P e do K exportado pela cultura da soja para o estabelecimento da pastagem de inverno, aumentou a disponibilidade desses nutrientes no solo, potencializando a produção da pastagem e garantindo uma maior produção de carne animal, sem alterar a produtividade da cultura da soja em sequência (Figura 8). Denardin et al. (2020a) encontraram resultados semelhantes, onde a adubação com P e K não promoveu uma resposta na produtividade de grãos de soja sob SIPA, cultivada em rotação com arroz irrigado em terras baixas.

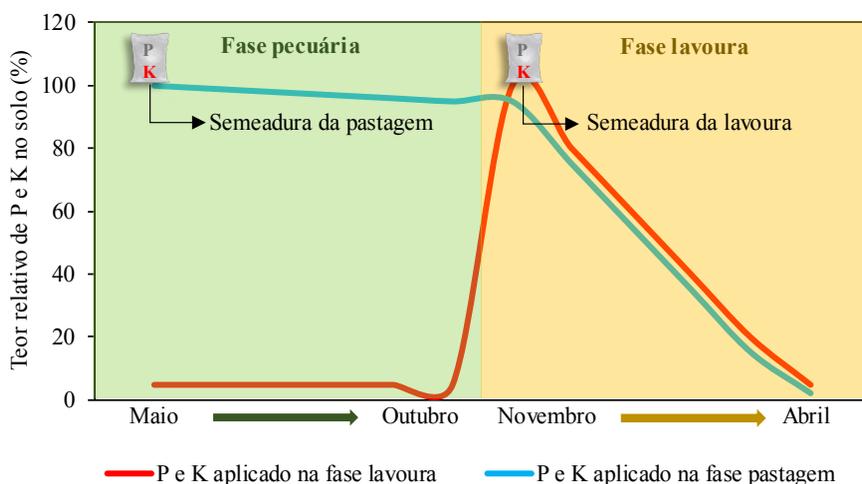



Figura 7. Modelo teórico do teor relativo de P e K no solo em função da época de aplicação do fertilizante, na pastagem ou na cultura de grão. Fonte: Elaborado pelos autores.

Vale salientar que, neste estudo, os teores de P e K estavam acima do crítico (Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; Sousa e Lobato, 2004; CQFS-RS/SC, 2016; SBCS/NEPAR, 2017), e que devem ser conduzidos estudos sob diferentes solos e classes de disponibilidade, para ter-se uma melhor condição de recomendação ou não da antecipação da adubação de reposição com P e K exportada pelas culturas de grãos para a fase pastagem. Em sistemas nos quais a exportação de K é muito alta, como no cultivo de milho safra e soja safrinha (Tabela 4), a antecipação total da adubação potássica, no estabelecimento da pastagem, pode causar um desequilíbrio muito grande na absorção de outros cátions, como Ca e Mg, em solos com baixa CTC e com baixos teores de Ca e Mg.

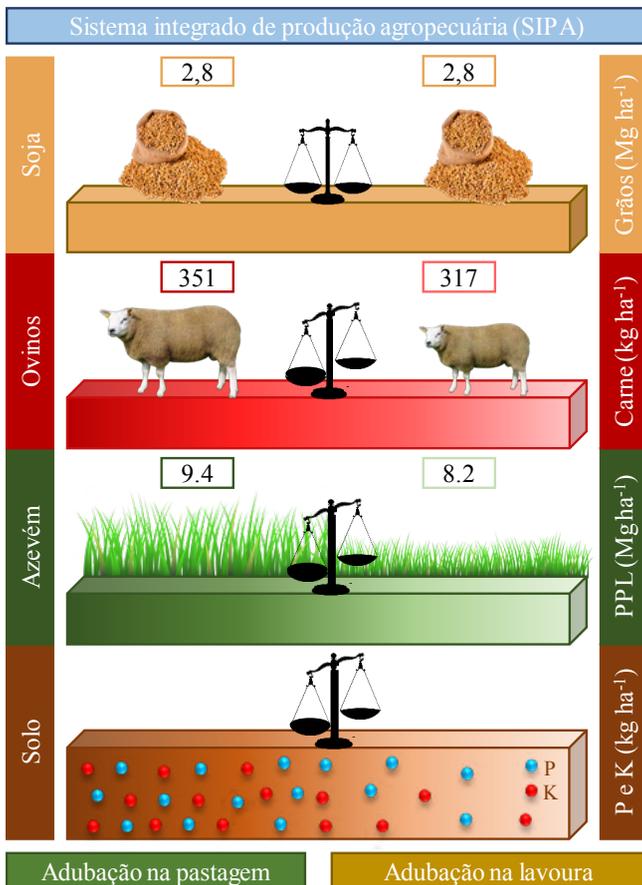



Figura 8. Esquema demostrando os teores de P e K disponíveis no solo e produtividades da pastagem (Produção Primária Líquida – PPL), da pecuária (carne ovina) e da soja (grãos) em função da época de adubação com P e K (na fase pecuária ou na fase lavoura) em um sistema integrado de produção agropecuária (soja-ovinos de corte) em Eldorado do Sul, Rio Grande do Sul. Fonte: adaptado de Alves et al. (2020).

De maneira geral, principalmente quando os teores de P e K encontram-se abaixo do crítico, indica-se que a adubação seja feita com incorporação, para correção da camada de solo mais explorada pelas raízes (0 a 20cm) (Rheinheimer et al., 2020; Bellinaso et al., 2021) ou na linha de semeadura da cultura para facilitar a absorção pelas plantas, devido à maior proximidade entre o nutriente aplicado e as raízes (Hansel et al., 2017). No entanto, deve-se ter especial atenção à distância entre a semente e a deposição do fertilizante na linha de semeadura, pois quando a distância é pequena, mesmo pequenas doses podem causar efeito salino e prejudicar o desenvolvimento da cultura. Por outro lado, quando a distância entre a semente e o fertilizante é maior, as chances de ocorrer problemas de salinidade são mínimas. Posteriormente, após a correção dos teores de P e K disponíveis para teores acima do nível crítico, em áreas pouco declivosas com baixo

risco de perdas de nutrientes por escoamento superficial, com necessidade de aumentar o rendimento operacional, a adubação a lanço pode ser adotada. Em SIPA, a adubação a lanço na pastagem já estabelecida diminui ainda mais a possibilidade de perdas por escoamento e lixiviação, devido à barreira física que as plantas impõem ao escoamento e ao sistema radicular já desenvolvido que rapidamente absorve o nutriente aplicado. Vale ressaltar que as quantidades requeridas para atingir os níveis adequados de P e K depende dos teores iniciais, dos teores de argila e CTC do solo respectivamente (Tabela 3).

Cultura/Produto	**Nutriente**	
	P_2O_5	**K_2O**
	kg Mg^{-1}	
Soja	14	20
Milho	8	6
Arroz	5	3
Feijão	10	15
Trigo	10	6
Algodão	12	22
	kg 450 kg^{-1}	
Carne bovina	2,2	2,0
Carne ovina	2,0	1,9

Tabela 4. Teor médio de fósforo (P_2O_5) e potássio (K_2O) exportado pelas principais culturas de grãos e pela carne

Fonte: adaptado de Williams (2007), Carvalho et al. (2011), Singh e Ahlawat (2012) e CQFS-RS/SC (2016).

2.7 Dinâmica de outros nutrientes no solo e manejo de suas adubações

No contexto da nutrição mineral de plantas, os nutrientes são os elementos essenciais ao crescimento e desenvolvimento vegetal. Os nutrientes são divididos em dois grandes grupos: macronutrientes e micronutrientes, cuja divisão se dá basicamente pelas suas concentrações no tecido das plantas (maior ou menor que 0,2 g kg^{-1} respectivamente). Para o primeiro grupo, existe uma divisão entre macronutrientes primários e secundários. Os macronutrientes primários são os que foram abordados até então: N, P e K. São chamados assim por serem requeridos no manejo da adubação a cada safra ou ano, seja pelo alto requerimento em quantidade (caso do N e do K) seja pela forte interação com a fase sólida do solo e, consequentemente, baixa disponibilidade em solução para as plantas (caso do P) – e, muitas vezes, também pela questão comercial. No entanto, os macronutrientes secundários (Ca, Mg e enxofre – S) e os micronutrientes (boro – B, cloro – Cl, cobre – Cu, ferro – Fe, manganês – Mn, Mo, níquel – Ni e zinco – Zn) são importantes, constituindo os 14 nutrientes

minerais das plantas (Marschner, 1995). Em SIPA, a maioria das pesquisas vêm focando no manejo da adubação dos macronutrientes primários e poucos trabalhos já abordaram sobre o manejo da adubação dos macronutrientes secundários ou dos micronutrientes.

Em relação ao Ca e ao Mg, ambos se apresentam disponíveis no solo como cátions divalentes, interagindo com a CTC, e tem suas dinâmicas intimamente relacionadas com a acidez do solo (Bohn et al., 2001). É comum que, por ocasião da correção da acidez do solo com a aplicação de calcário dolomítico, os níveis de Ca e Mg do solo atinjam patamares muito acima daqueles considerados críticos para as culturas (Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; Sousa e Lobato, 2004; CQFS-RS/SC, 2016; SBCS/NEPAR, 2017). Um solo com acidez corrigida deverá ter quantidades suficientes de Ca e Mg, supridos via corretivo de acidez, para o adequado desenvolvimento das plantas. O grande diferencial dos SIPA, quando comparado a áreas somente com lavoura, é maior ciclagem desses nutrientes: cerca de 130 kg ha^{-1} ano^{-1} Ca e 65 kg ha^{-1} ano^{-1} Mg para um sistema com soja no verão e pastagem de aveia preta + azevém no inverno, com pastejo de bovinos de corte (Assmann et al., 2017c). Segundo Martins et al. (2014a; 2016), a maior ciclagem desses nutrientes resulta em balanços mais positivos no solo ao longo do tempo, basicamente devido às menores perdas (saídas improdutivas) (Tabela 5), sobretudo aquelas por lixiviação. Assim como Silva et al. (2014b), esses autores também verificaram a estreita relação entre a permanência desses nutrientes no solo e a sua menor acidificação. Isso também acarreta uma maior eficiência de uso desses nutrientes para a produção de proteína. Segundo Martins et al. (2014a), em um SIPA com soja e bovinos de corte no Sul do Brasil, para cada 1 kg de Ca e Mg “gasto” (de forma produtiva ou não) é produzido aproximadamente 10 e 30 kg de proteína, respectivamente, enquanto em áreas somente de lavoura, sem a fase pecuária, essa produção por kg dos nutrientes reduz a 4 e 13 kg de proteína, respectivamente. A maior ciclagem e maior eficiência de uso do Ca e do Mg em SIPA faz com que o intervalo temporal entre as suas adubações, corriqueiramente realizada, via aplicação de calcário, seja maior, conforme já abordado anteriormente no que diz respeito à dinâmica da acidez do solo e ao manejo da calagem em SIPA.

Em relação ao S, trata-se de um nutriente com dinâmica similar à do N no solo: encontra-se principalmente associado à fase sólida orgânica (MO), sendo, portanto, necessária a mineralização desses compostos, por micro-organismos para a transformação de formas orgânica de S à forma absorvível pelas plantas - o ânion sulfato (SO_4^{2-}). Pode-se dizer que o S é um dos nutrientes mais negligenciados nos estudos de solo em SIPA, apesar de ser um macronutriente exigido em quantidades relativamente altas pela soja (aproximadamente 8 kg Mg^{-1} S de grãos, mesma quantidade de P e Mg) (Malavolta, 1980), uma das principais culturas agrícolas utilizadas na fase lavoura dos SIPA no Brasil. Sabe-se que tanto o manejo da pastagem (Mathews et al., 1994) quanto o efeito direto da urina dos animais (Sakadevan et al., 1993) influencia na dinâmica do S no solo. No entanto,

ainda se desconhece de que forma essa dinâmica alterada impacta no SIPA como um todo, ou seja, nos fluxos existentes entre as fases lavoura e pecuária. No estudo de De Bona e Monteiro (2010), foi verificado que a adubação de pastagens tropicais com S, além de promover aumento na sua produção, também estimula o uso de fontes residuais de S pelas plantas. Portanto, hipoteticamente, uma cultura de grãos subsequente às pastagens (caracterizando um SIPA) se beneficiaria de um maior e melhor suprimento de S. No entanto, ainda se carece de resultados experimentais que possam comprovar tal hipótese. Em um dos poucos trabalhos que avaliaram a disponibilidade de S no solo em SIPA, em Latossolo do subtrópico brasileiro (Castro, Paraná), Silva et al. (2014b) verificaram maiores teores de S-SO_4^{2-} quando o manejo da fase pecuária foi realizado com pastagem composta apenas por azevém e com pastejo de animais mais leves (192 ± 40,9 kg) (33 mg dm^{-3} S-SO_4^{2-}), em comparação a manejos da fase pecuária com pastagem composta por diversas espécies (azevém, aveia preta, trevo branco – *Trifolium repens* – e trevo vermelho), independentemente do peso dos animais em pastejo (em média, 21 mg dm^{-3} S-SO_4^{2-}). Tal resultado pode estar relacionado à presença de leguminosas (trevos) na pastagem, que são mais exigentes na nutrição desse elemento.

Sistema de produção	Quantidade inicial (1º ano) (solo+resíduo)	Acumulado do 1º ao 11º ano			Quantidade final (11º ano) (solo+resíduo)	Balanço final
		Entradas	Saídas produtivas[1]	Saídas improdutivas[2]		
---------- Ca^{2+} trocável (ou equivalente), $cmol_c\ kg^{-1}$ ----------						
Lavoura	5,2	1,5	0,9	5,5	1,1	-4,1
Lavoura-Pecuária (SIPA)	4,1	1,5	1,0	3,8	1,7	-2,4
---------- Mg^{2+} trocável (ou equivalente), $cmol_c\ kg^{-1}$ ----------						
Lavoura	2,6	1,8	1,6	3,1	1,1	-1,5
Lavoura-Pecuária (SIPA)	2,2	1,8	1,6	2,3	1,5	-0,7

Tabela 5. Balanço de cálcio (Ca) e magnésio (Mg) no perfil do solo (0 a 40cm) após onze anos de adoção de um sistema integrado de produção agropecuária (SIPA) (soja-bovinos de corte) em área com histórico de cultivo agrícola sob sistema plantio direto (SPD) em São Miguel das Missões, Rio Grande do Sul

[1] Pela calagem e pela adubação. [2] Pelos grãos de soja e pela carne bovina.

Fonte: Martins et al. (2016).

Por fim, em relação aos micronutrientes, o estado atual do conhecimento das suas dinâmicas no solo e das suas adubações em SIPA é muito similar ao do S – ou seja, ainda muito escasso. Os micronutrientes apresentam três grandes grupos distintos entre si, com dinâmicas similares no solo entre os nutrientes, dentro de cada um dos grupos, que são os catiônicos (Cu, Fe, Mn, Ni e Zn, em formas iônicas livres e divalentes, sendo Cu^{2+}, $Fe^{2+/3+}$,

Mn^{2+}, Ni^{2+} e Zn^{2+}, respectivamente), os aniônicos (Cl e Mo, em formas iônicas como cloreto ou molibdato, sendo Cl^- e MoO_4^{2-}, respectivamente) e os neutros (B, na forma de ácido bórico, H_3BO_3) (Marschner, 1995). Em relação ao manejo da adubação com micronutrientes, mesmo para lavoura de grãos – espécies mais estudadas no manejo da fertilidade do solo – o conhecimento ainda é exíguo e raras são as especificações de tomadas de decisão de doses a serem aplicadas nas recomendações das diferentes regiões do Brasil (Raij et al., 1997; Ribeiro et al., 1999; Sousa e Lobato, 2004; CQFS-RS/SC, 2016; SBCS/NEPAR, 2017). Novamente, um dos únicos trabalhos que estudaram a disponibilidade de alguns micronutrientes catiônicos (Cu, Fe, Mn e Zn) no solo sob SIPA foi o de Silva et al. (2014b). Esses autores verificaram respostas muito distintas, de acordo com o micronutriente, para os manejos testados na fase pecuária, que eram a diversidade de espécies pastoris e a intensidade de pastejo. No entanto, eles concluem que não há implicações práticas dos resultados obtidos, uma vez que independentemente do manejo, a interpretação da classe de fertilidade dos micronutrientes no solo foi a mesma e, na maior parte dos casos, foi alta.

Martins et al. (2015), com dados de Tatsch (2012), também analisaram alguns micronutrientes (Cu, Ni e Zn) no solo sob SIPA, mas com um viés ambiental de contaminação ou não dessas áreas, com determinação dos teores semi-totais dos elementos. Nesse estudo, observou-se que os teores tanto no solo como nos grãos de soja estavam dentro dos limites estabelecidos pelos órgãos competentes (*Codex Alimentarius*). No entanto, o esterco depositado no solo na fase pecuária do SIPA pode estar contribuindo para os maiores teores de Cu no solo que foram observados nessas áreas, pois, o animal excreta a maior parte do Cu absorvido (em insumos pecuários) via esterco. Os autores salientam que essa é apenas uma hipótese e mais estudos são necessários para verificar a origem do maior teor de Cu no solo, como o fracionamento deste elemento, por exemplo.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

Grande parte das alterações que ocorrem no solo e diferenciam o manejo da fertilidade do solo em SIPA são mediadas pelo efeito da inserção dos animais no sistema de produção e, por isso, essa foi a abordagem predominante utilizada no presente capítulo. Isto ocorre porque é somente em sistemas que integram a pecuária na lavoura que surgem novas relações entre os componentes: em sistemas agrícolas (lavoura), a relação é entre solo e planta; e, em sistemas pecuários, assim como nos SIPA, a relação é entre solo, planta e animal. No entanto, o que diferencia os SIPA de sistemas pecuários é que, em um determinado momento, haverá uma alta exportação de nutrientes, que ocorre ao final da fase lavoura (colheita de grãos). E é por essa razão que o manejo da fertilidade do solo em SIPA deve ser tratado de maneira especial e única, pois diferencia-se de sistemas puramente agrícolas e de sistemas puramente pecuários. Apesar disso, raras ainda são as referências a esses sistemas nos Manuais de Calagem e Adubação utilizados no Brasil. E,

por isso, urge a necessidade de se colocar como prioridade de pesquisa a compreensão da dinâmica da acidez e dos nutrientes no solo em SIPA, visando avançar para recomendações mais acuradas, de calagem e adubação nesses sistemas.

Muitas alterações e o conhecimento existente para o manejo da fertilidade do solo nesses sistemas foram apresentados no presente capítulo. Um foco especial foi dado à dinâmica da acidez e o seu manejo via calagem, e à dinâmica de N, P e K e os seus manejos via adubação nitrogenada, fosfatada e potássica, respectivamente, a partir da introdução de uma fase pecuária em um sistema de produção apenas com a fase lavoura. No entanto, pode-se dizer que a pesquisa a respeito do manejo da fertilidade do solo em SIPA é bastante incipiente, e é preciso o aprofundamento em muitos aspectos – dos aqui especificamente tratados e daqueles que ainda são negligenciados, como o caso dos macronutrientes secundários e dos micronutrientes. Além disso, percebe-se que não é simplesmente a inserção da fase pecuária e caracterização do SIPA *per se* que acarreta nas mesmas alterações, mas sim o manejo que é dado nessa fase pecuária, como a intensidade de pastejo e as espécies pastoris que compõem a base forrageira; além, é claro, da rotação de culturas ou não da fase lavoura. Todos esses aspectos necessitam ser elucidados e estudados, nas diferentes regiões do Brasil, consolidando o conhecimento da fertilidade do solo em SIPA, de modo que se permita chegar a critérios robustos de tomada de decisão, interpretação da análise do solo e doses e fontes a serem aplicadas.

REFERÊNCIAS

Almeida JA, Maçaneiro KC, Klamt E. Mineralogia da fração argila de solos vermelhos com horizontes superficiais brunados do Planalto de Lages (SC). Rev Bras Cienc Solo. 2000; 24: 815-28. https://doi.org/10.1590/S0100-06832000000400014

Almeida TF, Carvalho JK, Reid E, Martins AP, Bissani CA, Bortoluzzi EC, Brunetto G, Anghinoni I, Carvalho PCF, Tiecher T. Forms and balance of soil potassium from a long-term integrated crop-livestock system in a subtropical Oxisol. Soil Till Res. 2021; 217: 104864.

Alves LA, Denardin LGO, Farias JD, Flores JPM, Filippi D, Bremm C, Carvalho PCF, Martins AP, Tiecher T. System fertilization: a new strategy to improve the efficiency of P and K use in an integrated crop-livestock system. Dados não publicados

Alves LA, Denardin LGO, Martins AP, Anghinoni I, Carvalho PCF, Tiecher T. Soil acidification and P, K, Ca and Mg budget as affected by sheep grazing and crop rotation in a long-term integrated crop-livestock system in southern Brazil. Geoderma. 2019; 351: 197-208. doi:10.1016/j.geoderma.2019.04.036

Amaral AS, Anghinoni I, Bertol I, Hinrichs R. Movimentação de partículas de calcário no perfil de um cambissolo em plantio direto. Rev Bras Ciênc Solo. 2004; 28: 359-367. doi: 10.1590/S0100-06832004000200014

Anghinoni I, Carvalho PCF, Costa SEVGA. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtrópico brasileiro. In: Araújo AP, Avelar BJR (Ed.). Tópicos em Ciência do Solo, 8ª ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2013; 221-278.

Anghinoni I, Martins AP, Carmona FC. Inter-relação entre manejo e atributos químicos do solo. In: Bertol I, Maria IC, Souza LS, editores. Manejo e Conservação do Solo e da Água. 1ª ed. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2019; 251-279.

Assmann JM, Anghinoni I, Martins AP, Costa SEVGA, Kunrath TR, Bayer C, Carvalho PCF, Franzluebbers AJ. Carbon and nitrogen cycling in an integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities. Pesqui Agropecu Bras. 2015; 50: 967-978. doi: 10.1590/S0100-204X2015001000013

Assmann JM, Martins AP, Anghinoni I, Costa SEVGA, Franzluebbers AJ, Carvalho PCF, Silva FD, Costa AA. Calcium and Magnesium Released from Residues in an Integrated Crop-Livestock System under Different Grazing Intensities. Rev Bras Ciênc Solo. 2017c; 41: e0160330. doi:10.1590/18069657rbcs20160330

Assmann JM, Martins AP, Anghinoni I, Denardin LGO, Nichel GH, Costa SEVGA, Franzluebbers, AJ. Phosphorus and potassium cycling in a long-term no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. Nutr Cycl Agroecosys. 2017b; 108: 21-33. doi:10.1007/s10705-016-9818-6

Assmann TS, Ronzelli JRP, Moraes A, Assmann AL, Koehler HS, Sandini I. Rendimento de milho em área de integração lavoura-pecuária sob o sistema de plantio direto, em presença e ausência de trevo branco, pastejo e nitrogênio. Rev Bras Ciênc Solo. 2003; 27: 675-683. doi:10.1590/S0100-06832003000400012

Assmann TS, Soares AB, Assmann AL, Huf FL, Lima RC. Adubação de sistemas em integração lavoura-pecuária. In: Jamhour J, Assmann TS, editores. Palestras: intensificação com sustentabilidade. 1ª ed. Cascavel: UTFPR Campus Pato Branco. 2017a; 67-84.

Augustine DJ, Frank DA. Effects of migratory grazers on spatial heterogeneity of soil nitrogen properties in a grassland ecosystem. Ecology. 2001; 82: 3149–3162. doi:10.1890/0012-9658

Bai J, Ye X, Jia J, Zhang G, Zhao Q, Cui B, Liu X. Phosphorus sorption-desorption and effects of temperature, pH and salinity on phosphorus sorption in marsh soils from coastal wetlands with different flooding conditions. Chemosphere. 2017; 188: 677-688. doi:10.1016/j.chemosphere.2017.08.117

Barrow NJ. The effects of pH on phosphate uptake from the soil. Plant and Soil. 2017; 410: 401–410. doi 10.1007/s11104-016-3008-9

Bellinaso RJ, Tiecher T, Vargas J, Rheinheimer DS. Crop yields in no-tillage are severely limited by low availability of P and high acidity of the soil in depth. Soil Res. 2021; Aceito para publicação.

Bertolazi VT, Inda AV, Caner L, Martins AP, Vaz MAB, Bonnet M, Anghinoni I, Carvalho PCF. Impact of an integrated no-till soybean–beef cattle production system on Oxisol mineralogy in southern Brazil. Appl Clay Sci. 2017; 149: 67-74. doi:10.1016/j.clay.2017.08.028

Bertolazi VT. et al. Impact of an integrated no-till soybean–beef cattle production system on Oxisol mineralogy in southern Brazil. Appl Clay Sci. 2017; 149: 67-74

Bhattacharyya P, Datta SC, Dureja P. Interrelationship of pH, organic acids, and phosphorus concentration in soil solution of rhizosphere and non-rhizosphere of wheat and rice crops. Commun Soil Sci Plant Anal. 2003; 34: 231-245. doi:10.1081/CSS-120017428

Boeni M, Anghinoni I, Genro Junior SA, Osório Filho BD. Evolução da fertilidade dos solos cultivados com arroz irrigado no Rio Grande do Sul. 1ª ed. Cachoeirinha: Instituto Rio-grandense do Arroz; 2010.

Bohn HL, Mcneal BL, O'Connor GA. Soil chemistry. 3rd ed. New York: John Wiley & Sons Inc.; 2001.

Bolan NS, Adriano DC, Curtin D. Soil acidification and liming interactions with nutrients and heavy metal transformation and bioavailability. Adv Agron. 2003; 78: 215-272. doi:10.1016/S0065-2113(02)78006-1

Bolan NS, Hedley MJ, White RE. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. Plant Soil. 1991; 134: 53-63. doi:10.1007/BF00010717

Bolan NS, Hedley MJ. Role of carbon, nitrogen, and sulfur cycles in soil acidification. In: Rengel Z, editor. Handbook of Soil Acidity. New York: Marcel Dekker Inc. 2003; 29-56.

Boring TJ, Thelen KD, Board JE, De Bruin JL, Lee CD, Naeve SL, Ross WJ, Kent WA, Ries LL. Phosphorus and potassium fertilizer application strategies in corn–soybean rotations. Agronomy. 2018; 8 (9): 195. doi:10.3390/agronomy8090195

Bortoluzzi EC, Velde B, Pernes M, Dur JC, Tessier D. Vermiculite, with hydroxy-aluminium interlayer, and kaolinite formation in a subtropical sandy soil from south Brazil. Clay Miner. 2008; 43: 185-93. https://doi.org/10.1180/claymin.2008.043.2.03

Bourder SM, Volenec JJ, Murrell TS. The potassium cycle and its relationship to recommendation development. In: Murrel et al. Improving potassium recommendations for agricultural crops. Springer, 466 p.

Britzke D, Silva LS, Moterle DF, Rheinheimer DS, Bortoluzzi EC. A study of potassium dynamics and mineralogy in soils from subtropical Brazilian lowlands. J Soils Sediments. 2012; 12: 185-97. https://doi.org/10.1007/s11368-011-0431-7

Butterly CR, Baldock JA, Tang C. The contribution of crop residues to changes in soil pH under field conditions. Plant Soil. 2013; 366: 185-198. doi: 10.1007/s11104-012-1422-1

Caires EF. Manejo da acidez do solo. In: Prochnow LI, Casarin V, Stipp SR (editores). Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes: contexto mundial e técnicas de suporte. Piracicaba: IPNI Brasil. 2010; 277-347.

Cameron KC, Di HJ, Moir JL. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. Ann Appl Biol. 2013; 162: 145-173. doi:10.111/aab.12014

Caner L, Radtke LM, Vignol-Lelarge ML, Inda AV, Bortoluzzi EC, Mexias AS. Basalt and rhyodacite weathering and soil clay formation under subtropical climate in southern Brazil. Geoderma. 2014; 235: 100-112. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.024

Carmona FC, Anghinoni I, Mezzari CP, Martins AP, Carvalho PCF. Effectiveness of current fertilizer recommendations for irrigated rice in integrated crop-livestock systems. Rev Bras Ciênc Solo. 2016; 40: 1-8. doi:10.1590/18069657rbcs20140798

Chapin FS, McNaughton SJ. Lack of compensatory growth under phosphorus deficiency in grazing-adapted grasses from the Serengeti Plains. Oecologia. 1989; 79: 551-557. doi:10.1007/BF00378674

Chaves E, Pedron FA, Melo VF, Dalmolin RSD. Reserva mineral de K por diferentes métodos em Argissolos subtropicais. Rev Bras Ciênc Solo. 2015; 39: 1088-1099.

Chávez LF, Escobar LF, Anghinoni I, Carvalho PCF, Meurer EJ. Metabolic diversity and microbial activity in the soil in an integrated crop-livestock system under grazing intensities. Pesqui Agropecu Bras. 2011; 46: 1254–1261. doi: 10.1590/S0100-204X2011001000020

Costa SEVGA, Souza ED, Anghinoni I, Carvalho PCF, Martins AP, Kunrath TR, Cecagno D, Balerini F. Impact of an integrated no-till crop–livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. Agric Ecosyst Environ. 2014; 190: 43-51. doi:10.1016/j.agee.2013.12.001

Cotrufo MF, Wallenstein MD, Boot CM, Denef K, Paul E. The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? Glob Chang Biol. 2013; 19: 988-995. doi:10.1111/gcb.12113

Coventry DR, Slattery NJ. Acidification of soil associated with lupines grown in crop rotation in Northeastern Victoria. Aust J Agric Res. 1991; 42: 391-397. doi: 10.1071/AR9910391

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do Solo dos Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Manual de Calagem e Adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11ª ed. Santa Maria: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul. 2016.

Crusciol CAC, Garcia RA, Castro GSA, Rosolem CA. Nitrate role in basic cation leaching under no-till. Rev Bras Ciênc Solo. 2011; 35: 1975-1984. doi: 10.1590/S0100-06832011000600014

Cunha AM, Fontes MPF, Lani JL. Mineralogical and chemical attributes of soils from the Brazilian Atlantic Forest Domain. Sci Agric. 2019; 76(1): 82-92.

Cunha JC, Ruiz HA, Freire MBGS, Alvarez VH, Fernandes RBA. Quantification of permanent and variable charges in reference soils of the state of Pernambuco, Brazil. Rev Bras Ciênc Solo. 2014; 38:1162-1169.

Damian JM, Firmano RF, Cherubin MR, Pavinato PS, de Marchi Soares T, Paustian K, Cerri CEP. Changes in soil phosphorus pool induced by pastureland intensification and diversification in Brazil. Sci Total Environ. 2020; 703: 135463. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135463

De Bona, F. D., and F. A. Monteiro. Nitrogen and sulfur fertilization and dynamics in a Brazilian Entisol under pasture. Soil Sci Soc Am J. 2010; 74: 1248-1258. doi:10.2136/sssaj2009.0228

Deiss L, Moraes A, Dieckow J, Franzluebbers AJ, Gatiboni LC, Sassaki LG, Carvalho PCF. Soil phosphorus compounds in integrated crop-livestock systems of subtropical Brazil. Geoderma. 2016; 274: 88-96. doi:10.1016/j.geoderma.2016.03.028

Denardin LGO, Carmona FC, Veloso MG, Martins AP, Freitas TFS, Carlos FS, Marcolin E, Camargo FAO, Anghinoni I. No-tillage increases irrigated rice yield through soil quality improvement along time. Soil Tillage Res. 2019; 186: 64-69. doi: 10.1016/j.still.2018.10.006

Denardin LGO, Martins AP, Bastos LM, Ciampitti IA, Anghinoni I, Moojen FG, Carvalho PCF, Huang M, Chabbi A. Soybean Yield Does Not Rely on Mineral Fertilizer in Rotation with Flooded Rice under a No-Till Integrated Crop-Livestock System. Agronomy. 2020a; 10(9): 1371. doi:10.3390/agronomy10091371

Denardin LGO, Martins AP, Carlos FS, Anghinoni I, Moojen FG, Borin JBM, Barros T, Bremm C, Oliveira PM, Dominschek R, Schuster M, Ulguim A, Carvalho PCF. Geração do conhecimento. In: Carmona FC, Denardin LGO, Martins AP, Anghinoni I, Carvalho PCF, editores. Sistemas Integrados de Produção Agropecuária em Terras Baixas. 1ª ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2018; 39-100.

Denardin LGO, Martins AP, Carmona FC, Veloso MG, Carmina GI, Carvalho PCF, Anghinoni I. Integrated crop-livestock systems in paddy fields: New strategies for flooded rice nutrition. Agron J. 2020b;1-11. doi: 10.1002/agj2.20148

Deprez B, Lambert R, Peeters A. Effect of temporary grasslands of different age, composition and management on winter wheat yields in a crop rotation. In: O'mara FP, Wilkins RJ, Mannetje LT, Lovett DK, Rogers PAM, Boland T, editores. Wageningen: Wageningen Academic Publishers. 2005; 394.

Farias GD, Dubeux JCB, Savian JV, Duarte LP, Martins AP, Tiecher T, Alves LA, Carvalho PCF, Bremm C. The role of integrated crop-livestock system and fertilization strategies for food production. Agron Sustain Develop. 2020

Fenton G, Helyar K. Informações agronômicas: the role of the nitrogen and carbon cycle in soil acidification. 98ª ed. Piracicaba: Potafos; 2002.

Ferreira EVO, Anghinoni I, Andrighetti MH, Martins AP, Carvalho PCF. Ciclagem e balanço de potássio e produtividade de soja na integração lavoura-pecuária sob semeadura direta. Rev Bras Ciênc Solo. 2011; 35: 61-169. doi:10.1590/S0100-06832011000100015

Firmano RF, Melo VF, Montes CR, Oliveira AJ, Castro C, Alleoni LRF. Potassium reserves in the clay fraction of a tropical soil fertilized for three decades. Clays Clay Miner. 2020; 68: 237-249. doi:10.1007/s42860-020-00078-6

Flores JPC, Cassol LC, Anghinoni I, Carvalho PCF. Atributos químicos do solo em sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto com aplicação superficial de calcário. Rev Bras Ciênc Solo. 2008; 32: 2385-2396. doi:10.1590/S0100-06832008000600017

Flores JPM, Alves LA, Denardin LGO, Martins AP, Bortoluzzi EC, Inda AV, Carvalho PCF, Tiecher T. Soil K forms and K budget in integrated crop-livestock systems in subtropical paddy fields. Soil & Tillage Research. 2021; 213:105070

Franchini JC, Malavolta E, Miyazawa M, Pavan MA. Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais Rev Bras Ciênc Solo. 1999; 23: 533-542. doi:10.1590/S0100-06831999000300006

Garcia RA, Crusciol CAC, Calonego JC, Rosolem CA. Potassium cycling in a corn-brachiaria cropping system. Eur J Agron. 2008; 28: 579-585. doi: 10.1016/j.eja.2008.01.002

Gastal F, Lemaire G. Defoliation, Shoot Plasticity, Sward Structure and Herbage Utilization in Pasture: Review of the Underlying Ecophysiological Processes. Agriculture. 2015; 5: 1146–1171. doi:10.3390/agriculture5041146

Gifford RM, Marshall C. Photosynthesis and assimilate distribution in Lolium multiflorum Lam. following differential tiller defoliation. Aust J Biol Sci. 1973; 26: 517-526. doi:10.1071/BI9730517

Gustafsson JP, Mwamila LB, Kergoat K. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. Geoderma. 2012; 189: 304-311. doi:10.1016/j.geoderma.2012.05.014

Hansel FD, Ruiz Diaz DA, Amado TJ, Rosso LH. Deep banding increases phosphorus removal by soybean grown under no-tillage production systems. Agron J. 2017; 109: 1091-1098. doi: 10.2134/agronj2016.09.0533

Haynes RJ, Williams PH. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. Adv Agron. 1993; 49: 119-199. doi:10.1016/S0065-2113(08)60794-4

Huang Y, Sheng H, Zhou P, Zhang Y. Remediation of Cd-contaminated acidic paddy fields with four-year consecutive liming. Ecotoxicol Environ Saf. 2020; 188: 109903. doi:10.1016/j.ecoenv.2019.109903

Iyamyremye F, Dick RP. Organic amendments and phosphorus sorptions by soils. Adv Agron. 1996; 56: 139-185. doi:10.1097/00010694-199607000-00002

Kunrath TR, Berranger C, Charrier X, Gastal F, Carvalho PCF, Lemaire G, Emile JC, Durand JL. How much do sod-based rotations reduce nitrate leaching in a cereal cropping system? Agric Water Manag. 2015b; 150: 46-56. doi:10.1016/j.agwat.2014.11.015

Kunrath TR, Martins AP, Nunes PAA, Schuster MZ, Costa SEVGA, Baggio C, Silva FD, Lopes MLT, Aguinaga AAQ, Souza Filho W, Wesp CL, Rocha LM, Anghinoni I, Carvalho PCF. Fase pastagem. In: Martins AP, Kunrath TR, Anghinoni I, Carvalho PCF, editores. Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil. Porto Alegre: Gráfica RJR. 2015a; 31-42.

Li X, Hu C, Delgado JA, Zhang Y, Ouyang Z. Increased nitrogen use efficiencies as a key mitigation alternative to reduce nitrate leaching in north china plain. Agric Water Manag. 2007; 89: 137-147. doi:10.1016/j.agwat.2006.12.012

Lima APB, Inda AV, Zinn YL, Nascimento PC. Weathering sequence of soils along a basalt-sandstone toposequence in the Brazilian Cerrado. Geoderma. 2021; 394: 115009.

López-Mársico L, Altesor A, Oyarzabal M, Baldassini P, Paruelo JM. Grazing increases belowground biomass and net primary production in a temperate grassland. Plant Soil. 2015; 392: 155-162. doi:10.1007/s11104-015-2452-2

Louarn G, Pereira-Lopès E, Fustec J, Mary B, Voisin AS, Carvalho PCF, Gastal F. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a result of rooting strategies and rhizodeposit quality. Plant Soil. 2015; 389: 289–305. doi:10.1007/s11104-014-2354-8

Malavolta E. Elementos de nutrição mineral de plantas. Piracicaba: Agronômica Ceres; 1980.

Marschner H. Mineral nutrition of higher plants. 2nd ed. London: Academic Press; 1995.

Martins AP, Anghinoni I, Costa SEVGA, Carlos FS, Nichel GH, Silva RAP, Carvalho PCF. Amelioration of soil acidity and soybean yield after surface lime reapplication to a long-term no-till integrated crop-livestock system under varying grazing intensities. Soil Till Res. 2014b; 144: 41-149.

Martins AP, Cecagno D, Borin JBM, Arnuti F, Lochmann SH, Anghinoni I, Bissani CA, Bayer C, Carvalho PCF. Long-, medium-and short-term dynamics of soil acidity in an integrated crop–livestock system under different grazing intensities. Nutr Cycl Agroecosys. 2016; 104: 67-77. doi:10.1007/s10705-015-9759-5

Martins AP, Costa SEVGA, Anghinoni I, Kunrath TR, Balerini F, Cecagno D, Carvalho PCF. Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop–livestock system under different grazing intensities. Agric Ecosys Environ. 2014a; 195: 18-28.

Martins AP, Denardin LGO, Tiecher T, Borin JBM, Schaidhauer WS, Anghinoni I, Carvalho PCF; Kumar S. Nine-year impact of grazing management on soil acidity and aluminum speciation and fractionation in a long-term no-till integrated crop-livestock system in the subtropics. Geoderma. 2020; 359: 113986. doi:10.1016/j.geoderma.2019.113986

Martins AP, Kunrath TR, Souza Filho W, Cecagno D, Bayer C, Tatsch F, Meurer EJ, Pfeifer FM, Anghinoni I, Carvalho PCF. Aspectos ambientais. In: Martins AP, Kunrath TR, Anghinoni I, Carvalho PCF, editores. Integração soja-bovinos de corte no sul do Brasil. Porto Alegre: Gráfica RJR; 2015. p.71-76.

Mathews BW, Sollenberger LE, Nair VD, Staples CR. Impact of Grazing Management on Soil Nitrogen, Phosphorus, Potassium, and Sulfur Distribution. J Environ Qual. 1994; 23: 1006-1013. doi:10.2134/jeq1994.00472425002300050022x

McDowell RW, Sharpley AN. Soil phosphorus fractions in solution: influence of fertiliser and manure, filtration and method of determination. Chemosphere. 2001; 45: 737-748. doi:10.1016/S0045-6535(01)00117-5

Meurer E. Fatores que influenciam o crescimento e o desenvolvimento das plantas. In: Novais RF, Alvarez V. VH, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL, editores. Fertilidade do solo. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2007; 65-90.

Moraes A, Carvalho PCF, Anghinoni I, Lustosa SBC, Costa SEVGA, Kunrath TR. Integrated crop-livestock systems in the Brazilian subtropics. Eur J Agron. 2014; 57: 4-9. doi:10.1016/j.eja.2013.10.004

Moterle DF, Bortoluzzi EC, Kaminski J, Rheinheimer DS, Caner L. Does Ferralsol clay mineralogy maintain potassium long-term supply to plants? Rev Bras Cienc Solo. 2019; 43: e0180166

Nicoloso RDS, Lovato T, Amado TJC, Bayer C, Lanzanova ME. Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. Rev Bras Ciênc Solo. 2008; 32: 2425-2433. doi:10.1590/S0100-06832008000600020

Oliveira JS, Inda AV, Barrón V, Torrent J, Tiecher T, Camargo FAO. Soil properties governing phosphorus adsorption in soils of Southern Brazil. Geoderma Regional. 2020; 22: e00318.

Orr RJ, Griffith BA, Cook JE, Champion RA. Ingestion and excretion of nitrogen and phosphorus by beef cattle under contrasting grazing intensities. Grass Forage Sci. 2012; 67: 111-118. doi:10.1111/j.1365-2494.2011.00826.x

Penn CJ, Camberato JJ. A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. Agriculture. 2019; 9: 120. doi:10.3390/agriculture9060120

Peoples MB, Craswell ET. Biological Nitrogen Fixation: Investments, Expectations, and Actual Contributions to Agriculture. Plant Soil. 1992; 141: 13-40. doi:10.1007/BF00011308

Phalan B, Bertzky M, Butchart SHM, Donald PF, Scharlemann JPW. Stattersfield AJ, Balmford A.Crop Expansion and Conservation Priorities in Tropical Countries. Plos One. 2013; 8: e51759. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0051759

Raij BV, Cantarella H, Quaggio JA, Furlani AMC. Recomendações de adubação e calagem para o estado de São Paulo. Campinas: Instituto Agronômico/Fundação IAC; 1997.

Reeder JD, Schuman GE. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. Environ Pollut. 2002; 116: 457-63. doi:10.1016/S0269-7491(01)00223-8

Rheinheimer DS, Somavilla A, Oliveira LB, Tiecher T. Ciclo biogeoquímico do fósforo, diagnóstico de disponibilidade e adubação fosfatada. 2020; 71p.

Ribeiro AC, Guimarães PTG, Venegas VHA. Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. 5ª ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa; 1999.

Ruess RW, McNaughton SJ, Coughenour MB. The effects of clipping, nitrogen source and nitrogen concentration on the growth responses and nitrogen uptake of an East African sedge. Oecologia. 1983; 59: 253-261. doi:10.1007/BF00378845

Sakadevan K, Mackay AD, Hedley MJ. Influence of sheep rxcreta on pasture uptake and leaching losses of sulfur, nitrogen and potassium from grazed pastures. Soil Res. 1993; 31: 151-162. doi:10.1071/SR9930151

Sandini IE, Moraes AD, Pelissari A, Neumann M, Falbo MK, Novakowiski JH. Efeito residual do nitrogênio na cultura do milho no sistema de produção integração lavoura-pecuária. Cienc Rural. 2011; 41: 1315-1322. doi:10.1590/S0103-84782011005000099

SBCS/NEPAR – Núcleo Estadual do Paraná da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná. 1ª ed. Curitiba:Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Estadual do Paraná; 2017.

Scanlan CA, Brennan RF, D’Antuono MF, Sarre GA. The interaction between soil pH and phosphorus for wheat yield and the impact of lime-induced changes to soil aluminium and potassium. Soil Res. 2017; 55: 341. doi:10.1071/sr16274

Schaefer CEGR, Fabris D, Ker JC. Minerals in the clay fraction of Brazilian Latosols (Oxisols): a review. Clay Miner. 2008; 43:137–154.

Silva FD, Amado TJC, Bredemeier C, Bremm C, Anghinoni I, Carvalho PCF. Pasture grazing intensity and presence or absence of cattle dung input and its relationships to soybean nutrition and yield in integrated crop–livestock systems under no-till. Eur J Agro. 2014a; 57: 84-91. doi:10.1016/j.eja.2013.10.009

Silva HA, Moraes A, Carvalho PCF, Fonseca AF, Caires EF, Dias CTS. Chemical and physical soil attributes in integrated crop-livestock system under no-tillage. Rev Ciênc Agronôm. 2014b; 45: 946-944. doi:10.1590/S1806-66902014000500010

Singh RJ, Ahlawat IPS. Dry matter, nitrogen, phosphorous, and potassium partitioning, accumulation, and use efficiency in transgenic cotton-based cropping systems. Comm Soil Sci Plant Analys. 2012; 43: 2633-2650.

Slattery WJ, Conyers MK, Aitken RL. Soil pH, aluminium, manganese and lime requirement. In: Peverill KI, Sparrow LA, Reuter DJ, editores. Soil analysis: an interpretation manual. Collingwood: CSIRO Publishing. 1999; 103–128.

Sousa DMG, Lobato E. Cerrado: correção do solo e adubação. 2ª ed. Planaltina: Embrapa Cerrados; 2004.

Souza ED, Costa SEVGA, Anghinoni I, Carvalho PCF, Ferreira EVO, Martins AP, Cao E, Andrighetti M. Soil agreggation in a crop-livestock integration system under no-tillage. Rev Bras Cienc Solo. 2010; 34: 1365-1374. doi: 10.1590/S0100-06832010000400033

Souza ED, Costa SEVGA, Lima CVS, Anghinoni I, Meurer EJ, Carvalho PCF. Carbono orgânico e fósforo microbiano em sistema de integração agricultura-pecuária submetido a diferentes intensidades de pastejo em plantio direto. Rev Bras Ciênc Solo. 2008; 32: 1273-1282. doi:10.1590/S0100-06832008000300035

Sumner ME, Noble AD. Soil acidification: the world story. In: Rengel Z, editor. Handbook of soil acidity. New York: Marcel Dekker Inc. 2003; 1-28.

Sun X, Luo N, Longhurst B, Luo J. Fertiliser nitrogen and factors affecting pasture responses. Open Agric J. 2008; 2: 35-42. doi:10.2174/1874331500802010035

Tang C, Rengel Z. Role of plant cation/anion uptake ratio in soil acidification. In: Rengel Z, editor. Handbook of soil acidity. New York: Marcel Dekker Inc. 2003; 57-82.

Tatsch FRP. Elementos-traço em sistema de integração soja-bovinos de corte sob plantio direto [dissertação]. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2012.

Thomason WE, Raun WR, Johnson GV. Winter wheat fertilizer nitrogen use efficiency in grain and forage production systems. J Plant Nutr. 1998; 23: 1505–1516. doi:10.1080/01904160009382118

Tiecher T, Oliveira LB, Caner L, Brunetto G, Bortoluzzi EC, Rheinheimer DS, Casali CA, Zafar M, Tiecher TL. Cover crops affecting soil phosphorus dynamics in Brazilian highly weathered soils. In: Reuter J, editor. Cover Crops: Cultivation, Management and Benefits. New York: Nova Science Publishers. 2015; 23-52.

Unkovich M, Sanford P, Pate J, Hyder M. Effects of grazing on plant and soil nitrogen relations of pasture-crop rotations. Aust J Agric Res. 1998; 49: 475-485. doi: 10.1071/A97071

Urquiaga CS, Libardi PL, Reichardt K, Moraes SO, Victoria RL. Variação do nitrogênio nativo e do proveniente do fertilizante, em terra roxa estruturada, durante o desenvolvimento de uma cultura o feijão. Rev Bras Ciênc Solo. 1984; 8: 223–227.

Veloso MG, Angers DA, Tiecher T, Giacomini S, Dieckow J, Bayer C. High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. Agric Ecosyst Environ. 2018; 268: 15-23. doi: 10.1016/j.agee.2018.08.024

Vieira FCB, Bayer C, Mielniczuk J, Zanatta J, Bissani CA. Long-term acidification of a Brazilian Acrisol as affected by no till cropping systems and nitrogen fertilliser. Aust J Soil Res. 2008; 46: 17-26. doi:10.1071/SR07088

Von Uexküll HR, Mutert E. Global extent, development and economic impact of acid soils. Plant Soil. 1995; 171: 1-15. doi:10.1007/BF00009558

Weber OLS, Chitolina JC, Camargo OA, Alleoni LRF. Cargas elétricas estruturais e variáveis de solos tropicais altamente intemperizados. R. Bras. Ci. Solo. 2005; 29: 867-873.

Whitehead DC. Nutrient elements in grassland. 1st ed. Wallingford: CABI Publishing; 2000.

Wiethölter S. Calagem no Brasil. 1ª ed. Passo Fundo: Embrapa Trigo; 2000.

Williams P. Nutritional composition of red meat. Nutr Diet. 2007; 64: S113-S119. doi:10.1111/j.1747-0080.2007.00197.x

CAPÍTULO 7

SAÚDE DO SOLO EM SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA

Ieda Carvalho Mendes
Pesquisadores da Embrapa Cerrados, Planaltina-DF. E-mail: ieda.mendes@embrapa.br

Robélio Leandro Marchão
Pesquisadores da Embrapa Cerrados, Planaltina-DF. E-mail: robelio.marchao@embrapa.br

Fabio Bueno Reis Junior
Pesquisadores da Embrapa Cerrados, Planaltina-DF. E-mail: fabio.reis@embrapa.br

Guilherme Montandon Chaer
Pesquisador da Embrapa Agrobiologia, Seropédica – RJ. E-mail: guilherme.chaer@embrapa.br

Júlio César Salton
Pesquisadores Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados-MS. E-mail: julio.salton@embrapa.br

Lourival Vilela
Pesquisadores da Embrapa Cerrados, Planaltina-DF.

Maria Inês Lopes de Oliveira
Bolsista Pós-Doutorado, Embrapa Cerrados, Brasília – DF. E-mail: minesoliveira2@gmail.com

Michely Tomazi
Pesquisadores Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados-MS. E-mail: michely.tomazi@embrapa.br

Vinicius Melo Benites
Pesquisador da Embrapa Solos, Rio de Janeiro – RJ. E-mail: vinicius.benites@embrapa.br

1 . INTRODUÇÃO

1.1 Agricultura tropical, capim e saúde do solo

Nos últimos 45 anos, com a incorporação de solos do Cerrado ao processo agrícola, foi desenvolvida no Brasil, uma agricultura tropical única no mundo. Diferentemente dos demais locais com extensas áreas agrícolas no planeta, a agricultura do Cerrado foi estabelecida em solos ácidos e pobres em nutrientes, em uma região em que a distribuição de chuvas é concentrada em um período, geralmente, de seis meses. Investimentos feitos pelo governo federal em infraestrutura básica, instrumentos de política agrícola e especialmente, ciência e tecnologia para agricultura tropical, resultaram no desenvolvimento e incorporação de tecnologias modernas para os sistemas de produção no Cerrado. De país importador de alimentos na década de 1970, o Brasil é atualmente um dos grandes exportadores de alimentos.

Hoje, notícias relacionadas aos recordes sucessivos de rendimento de grãos na região do Cerrado são usuais. Entretanto, no início dos anos 1970, os solos dessa região eram considerados improdutivos e impróprios para o cultivo. Assim, a construção do perfil do solo, com o uso das tecnologias de calagem e fertilização, juntamente com a tropicalização de variedades de soja (*Glycine max*), constitui o que pode ser

chamado de primeira quebra de paradigma da agricultura nos Cerrados (1975 a 1990).

O reconhecimento da necessidade de manter e melhorar o conteúdo de matéria orgânica (MO) dos solos deste bioma, estabeleceu as bases para a segunda quebra de paradigma na agricultura dessa região. Como se sabe, a MO é o componente mais importante da fertilidade dos solos de Cerrado, sendo a principal responsável pelas cargas negativas, principalmente nas camadas superficiais (Raij, 1969). Além dos aspectos relacionados à química, a MO é essencial para melhorar as propriedades biológicas e físicas do solo, importantes não apenas para o crescimento das plantas, mas também para a conservação dos recursos naturais como água e carbono (Resck et al., 1991). Assim, a segunda quebra de paradigma envolveu a semeadura direta dos cultivos, sem revolvimento do solo, no início dos anos 1990, culminando no Sistema Plantio Direto (SPD). Em combinação com variedades de soja de ciclo mais curto e com tolerância a herbicidas, este sistema possibilitou que uma segunda safra de milho (*Zea mays*) fosse cultivada durante a mesma estação de crescimento (sucessão soja/milho safrinha), sob condições de sequeiro. Atualmente, o SPD é adotado na maioria das fazendas da região do Cerrado, com amplas vantagens em termos de custos operacionais, permitindo que os agricultores façam a semeadura já no início da estação chuvosa. Atualmente, estima-se que cerca de 11 milhões de hectares sejam cultivados sob sistemas de semeadura direta nestas regiões (FEBRAPD, 2017).

O manejo dos solos, neste bioma, é um processo de aprendizado contínuo que, mais recentemente, levou a uma terceira grande quebra de paradigma - a adoção dos sistemas integrados de lavoura-pecuária (ILP) e lavoura-pecuária-floresta (ILPF). Até o início dos anos 2000, os sistemas de produção de grãos no Cerrado envolviam esquemas de rotação ou sucessão de culturas, com baixa capacidade de aporte de palha e de cobertura do solo, predominando o monocultivo da soja. Por essa razão, conceitualmente, o SPD era pouco usado porque os três princípios básicos do sistema – rotação de culturas; manutenção de resíduos vegetais na superfície do solo e ausência de revolvimento do solo – não eram plenamente respeitados. Um dos principais motivos para essa adoção parcial do SPD, era a dificuldade de obter uma planta de cobertura capaz de manter o solo coberto na época da seca. Felizmente, o plantio de gramíneas forrageiras com raízes profundas (braquiárias e *Panicum*, principalmente), após cultivo consorciado com o milho, sorgo ou mesmo em sobressemeadura na soja (uma prática considerada impensável nos cursos de fitotecnia dos anos 1980/90) preencheu essa lacuna, possibilitando cobertura vegetal ou pasto para o gado durante a estação seca (inverno).

Um solo saudável é um solo biologicamente ativo, produtivo, capaz de armazenar água, sequestrar carbono e promover a degradação de pesticidas, entre outros importantes serviços ambientais. Assim, a inserção das braquiárias e outras gramíneas forrageiras nos sistemas agrícolas tropicais, aumentando o aporte de resíduos vegetais, promovendo a

proteção do solo com uma planta de cobertura viva durante a estação seca e auxiliando na produção de palhada, foi um marco fundamental para a construção de um ambiente edáfico biologicamente mais ativo e saudável. A integração das pastagens e florestas às áreas sob cultivos de grãos, em semeadura direta, aumentou a complexidade dos agroecossistemas tropicais e alterou as relações entre os vários componentes do sistema agrícola. Essas mudanças são de magnitude tão grande que alguns autores defendem, inclusive, a necessidade de um novo conceito de fertilidade do solo para essas áreas, baseado na adubação do sistema agrícola. Este novo patamar de manejo agrícola, demanda um novo sistema de avaliação que inclua indicadores que expressem o funcionamento do solo, como um todo e não apenas sua condição química (Nicolodi et al., 2004; 2008).

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Bioindicadores para avaliar a saúde e acessar a memória solo

Conforme observado por Lehman et al. (2015), a biologia é a base da saúde do solo e uma das aliadas para reverter os processos de degradação, que ocorrem em escala mundial. De fato, a importância do componente biológico do solo para a manutenção de lavouras saudáveis, resilientes e sustentáveis, que possam fornecer alimentos, em quantidade e qualidade, para uma população mundial crescente, tem sido cada vez mais percebida pelos produtores, no dia a dia de suas lavouras. No caso específico do Brasil, a expansão e a adoção por longos períodos de sistemas de manejo conservacionistas, como o SPD e a ILP, permitiu verificar que os aumentos de produtividade das culturas ou a manutenção da produção frente a situações ambientais adversas, muitas vezes não são explicados pelos resultados das análises químicas de solos (Nicolodi et al., 2008; Mendes et al., 2017). Essa constatação de que solos quimicamente semelhantes possuíam desempenhos diferenciados, demonstrou a necessidade da inclusão de parâmetros relacionados ao funcionamento biológico do solo (bioindicadores) nas análises de rotina (Figura 1) (Mendes et al., 2017; 2018; 2019; 2021).

Figura 1. A inclusão das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase nas análises de rotina de solo (bioanálise do solo) preencheu a lacuna deixada pela ausência do componente biológico nessas determinações. Fonte: elaborado pelos autores.

A bioanálise do solo (BioAS) consiste na agregação de parâmetros relacionados ao funcionamento da maquinaria biológica do solo às análises químicas tradicionais de rotina (pH, H+Al, P, Ca, K, Mg, etc.). Nos últimos 20 anos, o grupo de pesquisa com Bioindicadores de Qualidade de Solo da Embrapa, dedicou-se à seleção de bioindicadores robustos que permitissem que o agricultor brasileiro pudesse monitorar à "saúde" de seu solo, sabendo exatamente o que avaliar, porque avaliar, como avaliar, quando avaliar e, principalmente, como interpretar o que foi avaliado. Como resultado desses estudos, duas enzimas presentes no solo, a arilsulfatase e a β-glicosidase (associadas aos ciclos do S e C) foram selecionadas e tabelas de intepretação foram desenvolvidas (Mendes et al., 2018, 2021).

O grau de revolvimento mecânico, juntamente com a qualidade e a quantidade do resíduo vegetal que são aportados ao solo, ao interferirem nas interações dos diversos componentes dos sistemas agrícolas, fazem com que os diferentes sistemas de manejo deixem sua impressão digital, sua assinatura biológica no solo (Figura 2). A capacidade que o solo tem de guardar em sua "memória", o tipo de manejo ao qual ele é submetido, está intimamente relacionada à sua parte viva, ao seu componente biológico. Assim, além dos aspectos relacionados à saúde do solo, as determinações de atividade enzimática são uma das vias de acesso à memória do solo.

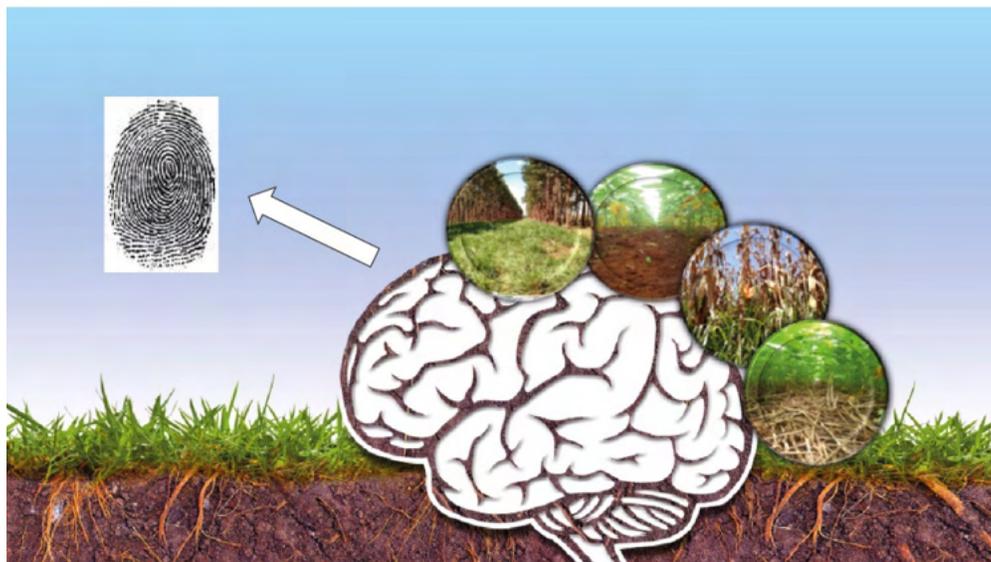



Figura 2**.** Os sistemas de manejo deixam sua impressão digital na *memória* do solo. Fonte: Elaborado pelos autores.

O acesso à *memória* do solo, por meio de determinações da atividade enzimática, é possível devido ao fato de que a atividade enzimática de um solo é a somatória da atividade de enzimas dos organismos vivos (microrganismos, plantas e animais) e de gerações passadas de organismos que estiveram presentes no solo (componente abiôntico). As enzimas abiônticas estão associadas à fração não viva e se acumulam no solo protegidas da ação de proteases por meio de sua adsorção em partículas de argila e na matéria orgânica (Figura 3) (Wallenstein e Burns, 2011). A capacidade do solo de estabilizar e proteger enzimas está relacionada à sua capacidade de armazenar e estabilizar MO (afinal a enzima é uma molécula orgânica) e outras propriedades estruturais associadas (agregação e porosidade). Entretanto, alterações na MO ou de propriedades estruturais do solo podem levar anos para serem detectadas, diferentemente da atividade enzimática (Bandick e Dick, 1999; Dicke Burns, 2011). Por essa razão, o aumento da atividade enzimática (refletindo o aumento na atividade biológica), ao longo do tempo, pode ser um prenúncio de que o sistema está favorecendo o acúmulo de Matéria Orgânica do Solo (MOS) e, por isso, nem sempre está acoplado, nos estágios iniciais, a aumentos nos teores de MOS. A Figura 4 ilustra essa teoria, mostrando que na escalada da melhoria de um solo, o aumento na atividade biológica, evidenciado pela atividade enzimática, constitui o primeiro degrau (Figura 4).

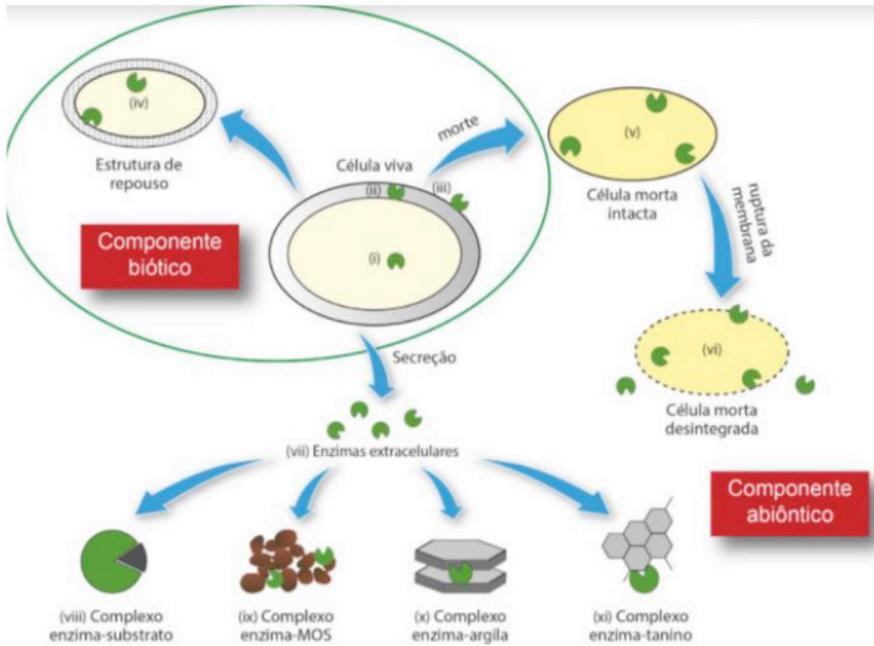



Figura 3. Esquema ilustrativo da localização das enzimas nos compartimentos solo. Fonte: Adaptado de Wallenstein e Burns (2011).

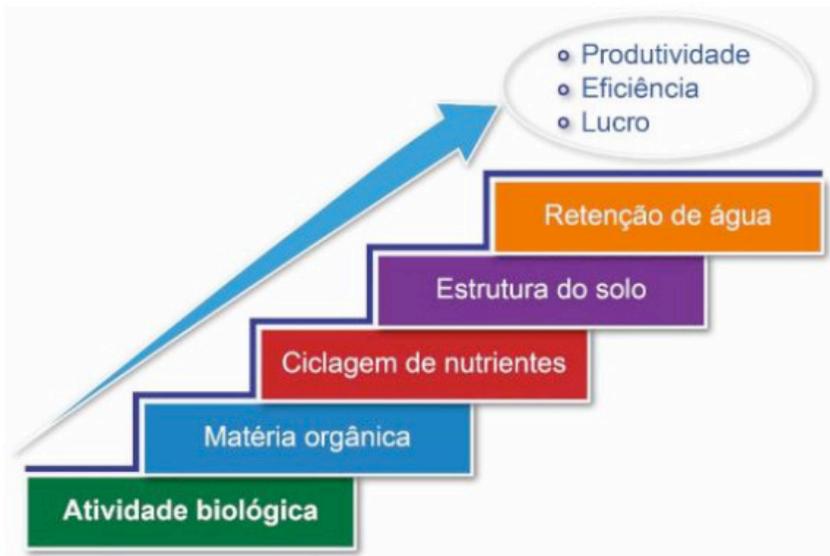



Figura 4. Fluxograma demonstrando que em função do aumento no aporte de resíduos vegetais ao solo, o aumento na atividade biológica é o primeiro degrau na escalada da melhoria de um solo. Fonte: Adaptado de Hatfield, 2017.

O acúmulo de atividade abiôntica no solo, ao longo do tempo, faz com que a

atividade enzimática funcione como uma verdadeira impressão digital dos sistemas de manejo aos quais o solo foi submetido, permitindo, dessa forma, acessar à “memória do solo”. A presença do componente abiôntico também explica o porquê de muitas vezes a atividade enzimática de um solo é desacoplada dos teores de C da biomassa microbiana (CBM) (Mendes et al., 2019), conforme poderá ser verificado mais adiante, no exemplo do Tabela 3.

A capacidade de acessar a memória do solo através das análises de atividade enzimática será abordada a seguir, quando será discutido o biofuncionamento do solo, em áreas sob sistemas ILP.

2.2 Biofuncionamento do solo em sistemas integrados (ILP)

O funcionamento de um solo é determinado pela interação entre suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Contudo, a maquinaria biológica é o principal componente que movimenta essa complexa engrenagem. Por constituírem a parte viva e mais ativa da MOS, é possível utilizar alguns indicadores biológicos (aqui, denominados bioindicadores) para avaliar o seu biofuncionamento e, dessa forma, embasar tomadas de decisão com relação ao manejo do solo na propriedade agrícola. Exemplos de como os solos podem guardar em sua memória os efeitos do sistema de manejo referem-se ao funcionamento biológico do solo em áreas cultivadas com grãos (soja e milho) sob Sistema de Plantio Convencional (SPC), SPD e sistemas ILP.

Do ponto de vista microbiológico, a comparação entre áreas agrícolas sob SPC (com revolvimento do solo) e sob SPD é uma das mais emblemáticas e mais estudadas (Mendes, 2016; Zuber; Villamil, 2016). Em áreas sob SPC e SPD, a ecologia do ambiente solo-planta é bem distinta, pois envolve alterações frequentes da estrutura do solo e a preservação das relações construídas com o tempo de cultivo. Isso se deve, principalmente, às diferenças no grau e intensidade de revolvimento do solo, no manejo da palha e da diversidade biológica (rotação de culturas) desses sistemas. No SPD, a camada arável deixa de existir dando origem a uma camada superficial enriquecida com resíduos. Essa constatação respaldada pela literatura mundial (Zuber e Villamil, 2016), além de mostrar que o sistema de manejo, deixa sua impressão digital no solo, novamente remete ao fato de que o solo é capaz de guardar em sua “memória” o tipo de manejo ao qual ele foi submetido (Figura 2). Um ponto a ser destacado é que a impressão digital que cada sistema de manejo deixa no solo, varia em função das condições edafoclimáticas, da intensidade e da duração do impacto. Nas áreas sob ILP, por exemplo, o tempo de permanência do componente pastagem e a quantidade de matéria vegetal produzida são fatores determinantes.

A Tabela 1 apresenta dados de um estudo conduzido no âmbito do Projeto Solo Vivo (convênio Itaipu Binacional/Embrapa), em experimento de longa duração de ILP, da Embrapa Agropecuária Oeste (Dourados/MS). O solo é um Latossolo Vermelho distrófico típico, de

textura muito argilosa. As glebas encontram-se dispostas num modelo experimental físico em faixas. O experimento foi iniciado em 1995 e as avaliações realizadas em 2015, no 20° ano de condução, com solo coletado na camada 0-10cm. Os sistemas avaliados, neste experimento, constituem uma oportunidade única para acessar a memória de um solo em função de diferentes tipos de manejo. Os usos da terra avaliados foram: 1. Lavoura em SPC, utilizando-se grades de discos (pesada + niveladora), com monocultivo de soja no verão e aveia no outono/inverno; 2. Lavoura em SPD com rotação de culturas, cultivando-se soja e milho no verão e aveia, nabo e trigo no outono/inverno; 3. Integração lavoura-pecuária (ILP) sistema rotacionado com ciclos de dois anos, utilizando-se *Urochloa brizantha* cv. Piatã como pastagem (dois anos) e soja em semeadura direta (dois anos), constituindo dois subsistemas ILPa (fase lavoura) e ILPb (fase pastagem) 4. Pastagem Permanente (PP) com *Urochloa brizantha* cv. Piatã e 5. Cerrado nativo (Salton et al., 2015).

Vinte anos após o início do experimento, os teores de MO (determinados com o método Walkley; Black), na camada 0-10cm, não diferiram entre as áreas com cultivos de grãos e o cerrado nativo. Os tratamentos, sob cultivo de soja (SPC, SPD e ILPa), apresentaram reduções significativas nos teores de CBM em relação à vegetação nativa, fato amplamente relatado na literatura e associado, principalmente, ao rompimento do equilíbrio do solo, quando da remoção dessa vegetação, com consequente preparo do solo para cultivo (Matsuoka et al., 2003; Mendes *et* al., 2003; Kaschuk et al., 2009).

Por influenciar não só a produção (quantidade), mas também a qualidade dos resíduos vegetais que são retornados ao solo, a diversidade florística das áreas nativas também deixa impressões digitais (ou assinaturas biológicas) no funcionamento bioquímico do solo, conforme verificado nos níveis de atividade das três enzimas avaliadas (Tabela 1). A comparação da área nativa de Cerrado com os tratamentos sob SPD e ILP (fases lavoura e pastagem) mostra reduções nos níveis de atividade da fosfatase ácida e aumentos nos níveis de β-glicosidase, nas áreas sob SPD e ILP. As reduções na atividade da fosfatase ácida decorrem do efeito inibidor dos adubos fosfatados utilizados nas áreas cultivadas sobre a atividade dessa enzima (Mendes et al., 2003; Carneiro et al., 2004; Lopes et al., 2013). Por outro lado, os aumentos na β-glicosidase nas áreas cultivadas (apesar dos menores valores de CBM) denotam uma peculiaridade do funcionamento biológico dos solos de Cerrado (Mendes et al., 2003, 2012; Lopes et al., 2013) que, se não forem bem compreendidas, podem levar a interpretações errôneas dos indicadores biológicos.

Conforme verificado em estudos anteriores (Mendes et al., 2003; Peixoto et al., 2010; Lopes et al., 2013), embora a área sob vegetação nativa apresente teores de MO semelhantes aos das áreas cultivadas, os níveis de atividades de β-glicosidase são consistentemente menores nas áreas nativas. Esta observação, que até já foi considerada por autores internacionais uma anomalia (Stott et al., 2010), apresenta uma estreita relação com a quantidade e qualidade dos resíduos vegetais aportados ao solo, que são mais

complexos e lignificados nas áreas nativas de Cerrado do que nas áreas agrícolas (Figura 5). Como a β-glicosidase atua na etapa final de decomposição da celulose (convertendo a celobiose em moléculas de glicose), sua atividade é, portanto, menor nas áreas nativas.

No exemplo apresentado na Tabela 1, a impressão digital deixada no solo pelo SPD refletiu-se na atividade das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase cujos níveis de atividade foram maiores, apesar dos teores semelhantes de MO observados nos tratamentos SPD e SPC. Ainda na Tabela 1 também pode ser observada a assinatura biológica deixada no solo em função da integração da pastagem com *Urochloa brizantha* cv. Piatã nos sistemas de cultivo de grãos sob ILP no Cerrado. Os tratamentos sob ILP (fases lavoura e pecuária) apresentaram maiores atividades da fosfatase ácida e da arilsulfatase em relação aos tratamentos sob SPD e SPC. Conforme discutido anteriormente, os benefícios incrementais advindos da presença da braquiária nos sistemas agrícolas decorrem, principalmente, do aumento da entrada de resíduos vegetais e exsudatos radiculares, além da proteção do solo durante a estação seca, favorecendo um ambiente edáfico biologicamente mais ativo.

Tratamentos[a]	MO	pH	CBM[b]	Fosfatase Ácida	β-Glicosidase	Arilsulfatase
	g kg^{-1}	(H_2O)	mg kg^{-1}	----------μg de p-nitrofenol g^{-1} de solo h^{-1}---------		
SPC	19,1 a*	5,7a	323 b	419 c	88 b	31 c
SPD	19,5 a	5,4a	370 b	467 c	138 a	75 b
ILP soja	21,6 a	5,2a	318 b	739 a	130 a	126 a
ILP pasto	22,4 a	5,7a	530 a	616 b	147 a	134 a
PP	23,8 ±2,2	5,9	631 ± 42	675 ± 34	170 ± 7	232 ± 27
Cerrado	20,7 ±2,4	5,0	634 ± 53	1011 ± 47	101± 8	107 ± 14

Tabela 1. Matéria orgânica (MO), pH e atributos biológicos de um LVd de Cerrado, textura argilosa (0-10 cm), sob diferentes sistemas de cultivo em Dourados-MS. Dados gerados no âmbito do Projeto Solo Vivo (MP 02.12.12.004) em experimento sob responsabilidade dos Drs. Júlio Salton e Michely Tomazzi, da Embrapa Agropecuária Oeste

[a]SPC: sistema convencional, SPD: plantio direto, ILP soja: integração lavoura-pecuária, fase lavoura; ILP pasto: integração lavoura-pecuária, fase pastagem, PP: pastagem permanente.

* Valores seguidos pela mesma letra em colunas, não diferem estatisticamente pelo Teste Duncan a 5 %. A pastagem permanente e o cerrado nativo não foram incluídos na análise estatística. [b]CBM= Carbono da biomassa microbiana, método fumigação extração com combustão em alta temperatura (Souza et al., 2015). Enzimas: Tabatabai (1994).

Áreas nativas > complexidade
↓ Atividade β-glicosidase

Áreas cultivadas < complexidade
↑ Atividade β-glicosidase

Figura 5. Imagens demonstram maior complexidade (diversidade de compostos) dos resíduos vegetais na área sob vegetação de cerrado (esquerda) com menores níveis de atividade da β-glicosidase, em comparação à área cultivada (direita), com menor complexidade de resíduos e maior atividade da enzima. Fonte: elaborado pelos autores.

A arilsulfatase foi o bioindicador mais sensível entre os quatro avaliados neste estudo. Seus níveis de atividade aumentaram na seguinte ordem: SPC < SPD < ILPsoja =ILPpasto< PP. Nas áreas sob cultivo de grãos, as diferenças entre os tratamentos com menor (SPC) e maior (ILPsoja e ILPpasto) atividade foram de 4,3 vezes. Os aumentos na atividade da arilsulfatase ocorreram independentemente dos teores de CBM e da MO. Esse desacoplamento da atividade da arilsulfatase, em relação ao CBM, é um indício de que, ao longo dos 24 anos de condução desse experimento, houve nos tratamentos sob SPD, ILPa e ILPb condições que favoreceram a preservação abiôntica dessa enzima no solo (atividade não associada à porção viva da biomassa microbiana). Tendo em vista que a atividade da arilsulfatase aumentou, à medida que se intensificou a presença de gramíneas do gênero *Urochloa* nos sistemas agrícolas avaliados, outra hipótese é a de que esse aumento também possa estar relacionado à atividade enzimática oriunda de tecido vegetal. De qualquer forma, foi evidente a habilidade da arilsulfatase para identificar as alterações no funcionamento biológico do solo (foi o bioindicador mais sensível), o que ressalta a importância dos estudos de seleção dos bioindicadores para acessar adequadamente a memória do solo, em função dos sistemas de manejo.

Os dados das Tabelas 2 e 3 (adaptados de Mendes et al., 2015b, 2019) são oriundos de um experimento localizado no Centro Tecnológico da Cooperativa (Comigo), em Rio Verde (GO), e também mostram os efeitos benéficos da inserção da braquiária em sistemas agrícolas. O experimento foi iniciado em 2007 e tem como um de seus objetivos avaliar sistemas de produção de grãos, em plantio direto, com e sem a presença de gramíneas do gênero *Urochloa* (braquiária). Em dezembro de 2014, oito anos após o início do experimento, foi realizada uma coleta de solo, na fase de floração da soja, na profundidade

de 0-10cm, em que foram determinados as propriedades químicas e os teores de MOS (Tabela 2). Além desses atributos que fazem parte da análise tradicional de solo, também foram avaliadas as atividades das enzimas β-glicosidase, arilsulfatase e o CBM (Tabela 3).

Verifica-se na Tabela 2 que os atributos químicos do solo, incluindo os teores de MOS, não permitiram diferenciar os tratamentos com e sem braquiária. Os teores do CBM também não permitiram fazer essa diferenciação (Tabela 3). Entretanto, os tratamentos com presença de braquiária apresentaram aumentos nos níveis de atividade das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase (Tabela 3). Em relação ao tratamento soja/milho, nos tratamentos com braquiária, esses aumentos foram, em média, de 53% para a β-glicosidase e arilsulfatase. Isto é, embora os três tratamentos apresentassem características químicas similares, os maiores níveis de β-glicosidase e arilsulfatase nos tratamentos com braquiária demonstraram que o funcionamento biológico do solo era distinto. Não por acaso, estudos anteriores realizados nesse mesmo experimento reportaram um aumento de produtividade da soja nos tratamentos com braquiária da ordem de 572 kg ha^{-1} (Benites et al., 2014).

Tratamentos	pH	Al	Ca	Mg	K	P	MO
	(H_2O)		$cmol_c/dm^3$		mg/dm³		g/kg
Soja pousio	5,90	0,04	4,5	1,70	121	15	23,0
Soja/Milho	5,87	0,04	4,2	1,39	114	13	22,0
Soja/Milho + *U. ruziziensis*	5,89	0,03	4,5	1,96	108	10	24,7
Soja/*U. brizantha*	6,06	0,04	4,6	1,55	142	14	24,1
CV(%)	3(ns)	24(ns)	12 (ns)	18 (ns)	14 (ns)	23 (ns)	9(ns)

Tabela 2. Atributos químicos e matéria orgânica (MO) de um LV de Cerrado, sob SPD, em sistemas agrícolas com e sem braquiária (0-10 cm), no Sudoeste Goiano. Dados gerados no âmbito do Projeto Solo Vivo (MP 02.12.12.004) em experimento sob responsabilidade do Dr. Vinicius Benites (Embrapa Solos)

Al, Ca, Mg (KCl 1 mol/L); P e K (Mehlich-1); MO – matéria orgânica do solo (Walkley e Black).

Na Figura 6, são apresentados dados de atividade da arilsulfatase em três experimentos de longa duração de ILP da Embrapa, localizados em Planaltina (DF), Naviraí e Ponta Porã (MS). Assim como observado nos experimentos de Dourados e Rio Verde, em todos eles o mesmo padrão de memória do solo se repete: um aumento na atividade da arilsulfatase à medida que se intensifica o sistema de manejo, com a integração da pastagem nas áreas de lavoura.

Tratamentos	β-Glicosidase	Sulfatase	CBM
	***µ*g de** p-nitrofenol g^{-1}	de solo h^{-1}	mg kg^{-1} solo
Soja pousio	114c	91b	339
Soja/Milho	108 c	89 b	311
Soja/Milho + *U. ruziziensis*	151 b	132 a	320
Soja/*U. brizantha*	179 a	140 a	270
CV(%)	12	12	21(ns)

Tabela 3. Indicadores microbiológicos de um LE de Cerrado, sob SPD, em sistemas agrícolas com e sem braquiária (0-10cm), no Sudoeste Goiano. Dados gerados no âmbito do Projeto Solo Vivo (MP2 02.12.12.004) em experimento sob responsabilidade do Dr. Vinicius Benites (Embrapa Solos)

CBM = Carbono da biomassa microbiana, método fumigação extração com combustão em alta temperatura (Souza *et al.*, 2015). Enzimas: Tabatabai (1994). Valores seguidos pela mesma letra em colunas não diferem estatisticamente pelo Teste Duncan a 5%.

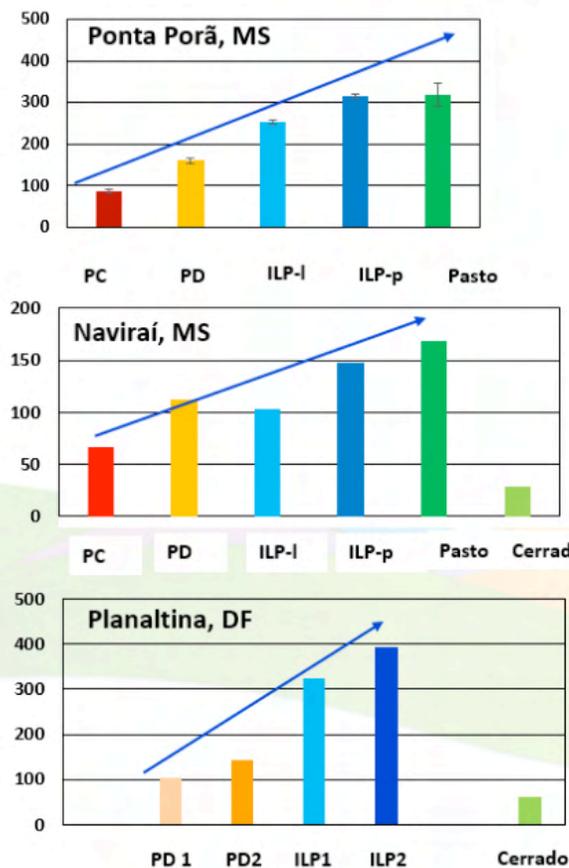



Figura 6. Atividade da arilsulfatase nos experimentos de ILP da Embrapa Cerrados (Planaltina, DF; responsável: Dr. Lourival Vilela) e Embrapa Agropecuária Oeste (Naviraí e Ponta Porã, MS; responsáveis: Dr. Júlio C. Salton e Dr.ª Michely Tomazi).

Da mesma forma que os solos argilosos, os solos arenosos também guardam a memória do manejo do solo. A Figura 7 apresenta dados de atividade enzimática obtidos em um Neossolo Quartzarênico, na Fazenda Xanxerê, localizada no Oeste do estado da Bahia. Embora os diferentes talhões da propriedade apresentassem teores semelhantes de MOS (em média 6 g kg^{-1}), o talhão onde o milho era consorciado com a braquiária em SPD apresentou o dobro de atividade da β-glicosidase que aquele sob SPC. Todos os talhões sob SPD também apresentaram, em média, o dobro de atividade da arilsulfatase que o talhão sob SPC.

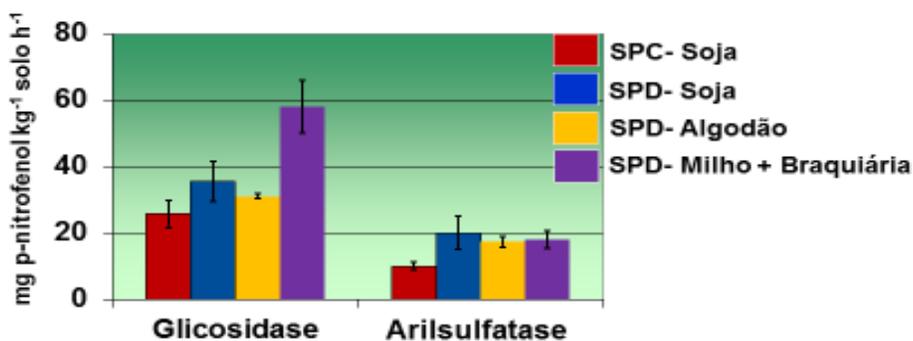



Figura 7. Atividade enzimática (mg de *p*-nitrofenol kg de $solo^{-1}$ h^{-1}) de um Neossolo Quartzarênico (0-10 cm) sob diferentes sistemas de manejo na Fazenda Xanxerê (Correntina, BA). Teores médios de MOS de 6 g kg^{-1}.

Os valores de atividade da arilsulfatase em Naviraí (Figura 6) e na Fazenda Xanxerê (Figura 7) evidenciam os baixos níveis de atividade enzimática dos solos de textura média (Naviraí) e arenosos (Fazenda Xanxerê), consequência direta de baixos teores de MOS e de argila. Conforme discutido anteriormente, a capacidade de um determinado solo estabilizar e proteger enzimas do componente abiôntico está relacionada à sua textura e à sua capacidade de armazenar e estabilizar a MOS. Quanto menores os teores de argila e MOS, mais reduzida é a atividade biológica do solo.

2.3 Braquiária: um excelente biocondicionador de solo

Em todos os exemplos apresentados anteriormente ficou claro o potencial das braquiárias inseridas nos sistemas ILP como plantas bioativadoras da maquinaria biológica do solo, conforme verificado por meio do aumento das atividades enzimáticas. O vasto sistema radicular dessas plantas (Figura 8) constitui-se numa fonte primordial de exsudatos radiculares para os microrganismos, principalmente, quando a braquiária é utilizada como planta viva na época da seca, onde existe uma grande limitação de fontes de alimento para as comunidades microbianas. Além disso, a presença da braquiária, nesse período, resulta em significativas reduções na temperatura do solo e na manutenção de um ambiente mais

úmido.

Figura 8. Aspecto das raízes de braquiária no final da estação seca, numa fazenda localizada no Oeste Baiano. Fonte: fotos do Dr. Lourival Vilela.

Além do aspecto biológico, a braquiária também é um excelente condicionador das propriedades químicas e físicas do solo. Com relação aos efeitos nas propriedades físicas do solo, um exemplo foi demonstrado em um experimento de Rotação de Culturas na Soja (RCS) conduzido desde 2008 pela Fundaçao MT na estação experimental Cachoeira, município de Itiquira, MT. Nesse experimento, são avaliados oito sistemas de cultivos/produção incluindo o monocultivo, sucessão e rotação de culturas, os quais estão detalhados na Tabela 4. Verifica-se que vários tratamentos envolvem rotação/sucessão com braquiárias, simulando uma situação de ILP, embora sem pastejo de animais.

Até a safra 2013/2014, as diferenças nas produtividades da soja entre os vários tratamentos não foram acentuadas. A produtividade média do tratamento monocultivo de soja sob SPC foi de 61 sc/ha e não diferiu significativamente dos demais tratamentos (Mendes et al., 2017). No entanto, no sétimo cultivo (2014/2015), com o uso de uma cultivar superprecoce (TMG 7262 RR cujo ciclo foi de 98 dias), a ocorrência de um veranico em janeiro de 2015 possibilitou evidenciar, pela primeira vez, o início do declínio dos tratamentos com monocultivo de soja. A Figura 8 ilustra o aspecto geral da soja no tratamento 1 (soja/pousio) e no tratamento 3, em que a cultura é inserida num esquema de sucessão com a braquiária (*U. ruziziensis*), durante o veranico, em janeiro de 2015. No tratamento com

soja/pousio, a produtividade de grãos foi de 29 sc/ha, enquanto, no tratamento soja/braquiária, a produtividade de grãos foi de 59 sc/ha, ou seja, diferença de 30 sc/ha entre os dois tratamentos. Neste exemplo, fica claro que a estabilidade produtiva do sistema de sucessão de culturas foi mantida pelo aporte de palhada por meio do uso da braquiária e seus benefícios ao longo do tempo, enquanto, sob monocultivo, foi perceptível a ausência de palha em superfície, culminando em visível perda de vigor da soja. Entretanto, apesar da diferença significativa na produtividade de grãos, as características químicas dos solos (0-10cm) desses tratamentos foram semelhantes (Tabela 5), inclusive com relação aos teores de MOS.

T	------ Ano 1 --------	--------- Ano 2 ---------	--------- Ano 3 -------	Manejo do solo
1	soja / pousio	soja / pousio	soja / pousio	PD
2	soja / milheto	soja / milheto	soja / milheto	PD
3	soja / braquiária	soja / braquiária	soja / braquiária	PD
4	soja / milheto	soja / crotalária	milho + braquiária	PD
5	soja / crotalária	milho + braquiária	soja / crotalária	PD
6	soja / crotalária	soja / milho + braquiária	braquiária	PD
7	soja / milho safrinha	soja / milho safrinha	soja / milho safrinha	PD
8	soja / pousio	soja / pousio	soja / pousio	PC

Tabela 4. Tratamentos utilizados para a avaliação de sistemas de produção de grãos em Itiquira-MT/[1]

[1]Projeto conduzido com apoio financeiro do Instituto Mato-grossense do Algodão (IMAmt) nas três primeiras safras; T – tratamento; PD – plantio direto; PC – preparo convencional (revolvimento anual do solo com grade aradora na entressafra). Milheto (cv. ADR-300), *Crotalaria ochroleuca* e *Brachiaria ruziziensis* (= *Urochloa ruziziensis*).

Fonte: Fundação MT (n.p.).

T1 – soja/pousio: 29 sc/ha

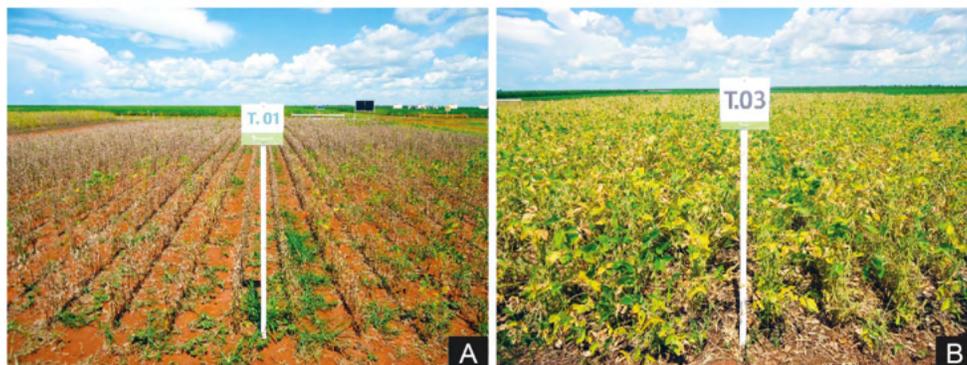



Figura 9. Aspecto visual do desenvolvimento da soja (cv. TMG 7262 RR) no veranico da safra 2014/2015, após sete safras consecutivas de monocultivo (a) e em sucessão com braquiária (b) sob SPD. Experimento de rotação de culturas na soja (RCS), em Itiquira-MT. Fotos: Fundação MT.

Tratamento	MOS[1]	pH	Al	H+Al	Ca	Mg	P	K
	$g.kg^{-1}$	H_2O	--------------- $cmol_c.dm^{-3}$ -------------				------ $mg.dm^{-3}$ -------	
Soja/pousio	33,1±0,4	6,3±0,1	0,0	2,5±0,4	3,4±0,6	2,2±0,4	15±2,6	258±42
Soja/braquiária	29,6±0,8	6,4±1,6	0,0	3,6±1,1	3,8±0,9	3,1±0,6	16±4,0	188±64

Tabela 5. Atributos químicos do solo, na camada de 0-10cm, nos tratamentos com soja/pousio e soja/braquiária do experimento de rotação de culturas na soja, em Itiquira-MT (safra 2015/2016)

[2]MOS – matéria orgânica do solo (Walkley & Black); H+Al (acetato de cálcio a pH 7,0); Ca, Mg e Al (KCl 1 mol/L); P e K (Mehlich-1). Análises realizadas no Laboratório de Química de Solo da Embrapa Cerrados em dezembro de 2015.

Na Tabela 6, são apresentados, para os dois tratamentos mencionados anteriormente (soja/pousio e soja/braquiária, ambos em SPD), os valores de atividade das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase determinados na safra 2015/2016. As amostras de solo (0-10cm) foram coletadas na fase de florescimento da soja (dezembro de 2015). Em relação ao tratamento com monocultivo de soja em SPD, o tratamento soja/braquiária apresentou 3,6, e 8 vezes mais atividade da β-glicosidase e arilsulfatase, respectivamente.

Considerando que esse experimento foi iniciado na safra 2008/2009, a bioanálise do solo, realizada em 2015, evidenciou a sensibilidade dos bioindicadores arilsulfatase e β-glicosidase, para detectar mudanças nos sistemas de manejo. Conforme destacado na Figura 4, esses resultados confirmam também que, na escalada da melhoria de um solo, os atributos microbiológicos são os primeiros a serem impactados. Mais atividade biológica significa, com o passar do tempo, mais MOS e, consequentemente, maior estruturação e agregação do solo, o que resulta em melhor infiltração e retenção de água. Portanto, é possível que após oito safras consecutivas, o cultivo de braquiária tenha proporcionado tais melhorias no solo, diminuindo os severos efeitos causados pelo veranico na safra de 2014/2015. A maior retenção de água aumentou a resiliência do solo sob braquiária que, em uma situação de adversidade, teve um desempenho superior ao do tratamento apenas com soja.

Na Figura 10, tem-se o aspecto visual do solo (amostra superficial da camada do solo coletada com pá de corte) nos tratamentos sob monocultivo, sucessão e rotação de culturas, todos em SPD, na oitava safra do experimento. É visualmente perceptível as melhorias no solo sob o sistema soja/milho, predominante no Mato Grosso, por exemplo, em relação ao monocultivo. Sob rotação de culturas, onde a braquiária fornece grande quantidade de massa, os efeitos nas melhorias do solo se tornam ainda mais evidentes (para maiores informações veja Anghinoni et al., 2021).

Atributos microbiológicos[1]	Soja/pousio	Soja/braquiária	Diferença
β-Glicosidase	64b	233a	3,6 vezes
Arilsulfatase	28b	223a	8,0 vezes

Tabela 6. Bioanálise do solo na camada de 0-10cm nos tratamentos com soja/pousio e soja/braquiária sob SPD do experimento de Rotação de Culturas na Soja (RCS), em Itiquira-MT (safra 2015/2016). Dados gerados no âmbito do Projeto Bioindicadores de Qualidade de Solo (MP 02.14.01.026) em experimento sob responsabilidade dos Dr. Leandro Zancanaro e Dr. Fabio Ono, da Fundação MT

β-glicosidase e arilsulfatase (Tabatabai, 1994): **μg de** p-nitrofenol g^{-1}de $solo^{-1}$ h^{-1} , * Valores seguidos pela mesma letra nas linhas, não diferem estatisticamente pelo Teste Duncan a 5 %.

Além de ilustrar o poderoso efeito da resiliência de um solo saudável, o exemplo do experimento RCS da Fundação MT, ilustra dois aspectos muito importantes. O primeiro é o conceito de bioindicador, um parâmetro biológico que indica o estado geral de saúde do solo. Conforme verificado no aspecto visual do solo, a maior tolerância a seca nos tratamentos nos quais a braquiária é um dos componentes da rotação, não se deve aos maiores níveis de atividade da arilsulfatase e β-glicosidase *per se*. No entanto, devido a sua relação direta com os aspectos de melhoria da estrutura do solo, os níveis de atividade dessas enzimas indicam que o solo sob braquiária é mais saudável que o solo sob monocultivo. O segundo aspecto é o uso da profundidade 0-10cm como camada diagnóstica para avaliar a saúde do solo, corroborando outros estudos na literatura (Lupwayi et al., 2015; Vasu et al., 2016; Mei et al., 2019). Do ponto de vista prático, esse ponto é muito importante pois, embora a performance das plantas seja influenciada por fatores relacionados a superfície e a sub-superfície do solo, avaliações nas camadas mais superficiais são capazes de fornecer importantes indicações sobre o funcionamento do solo com um todo, tornando menos oneroso os processos de diagnóstico da saúde do solo.

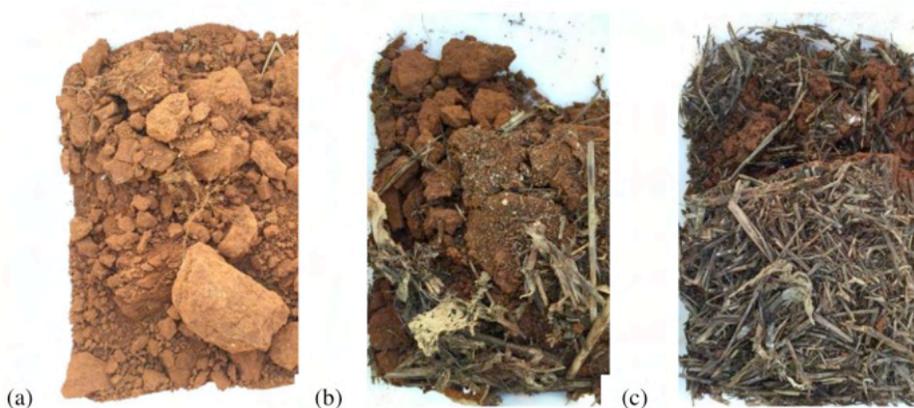



Figura 10. Aspecto visual do solo nos tratamentos soja/pousio, em SPD (a), soja/milho, em SPD (b) e soja/crotalária – soja/milho+braquiária – braquiária, em SPD (c) na oitava safra do experimento de sistemas de produção, em Itiquira-MT. Fotos: Fundação MT (safra 2015/2016).

2.4 Saúde do solo em sistemas ILP: mais resiliência, mais biorremediação, mais ciclagem e menos emissões.

Da mesma forma que uma pessoa saudável tolera melhor uma situação de adversidade, um solo saudável também reage melhor as situações de estresse do que um solo cuja "saúde" está comprometida. A resiliência de um solo saudável, frente a uma situação de estresse abiótico, fica evidente quando se observa o desenvolvimento da soja no veranico da safra 2014/2015, após sete safras consecutivas de monocultivo e em sucessão com braquiária, no experimento de RCS da Fundação MT (Figura 9). Com base nos sete primeiros anos de condução desse experimento, nos quais não houve diferença de rendimento de grãos entre os tratamentos soja/pousio e soja/braquiária (Figura 11), fica claro que nem todo solo produtivo é saudável (vide também Mendes et al. 2021).

Ainda com relação ao experimento RCS da Fundação MT, também se verifica na Figura 11, que após a ocorrência do veranico no sétimo ano de cultivo, os rendimentos de grãos entre esses dois tratamentos nunca mais foram equiparados. Na safra 2018/2019, a diferença acumulada em termos de sacas de soja entre os tratamentos soja monocultivo e soja/braquiária totalizou 119 sc/ha. Ou seja, o solo do tratamento soja pousio cuja saúde está comprometida, ainda não conseguiu recuperar-se totalmente, seis anos após a ocorrência do veranico.

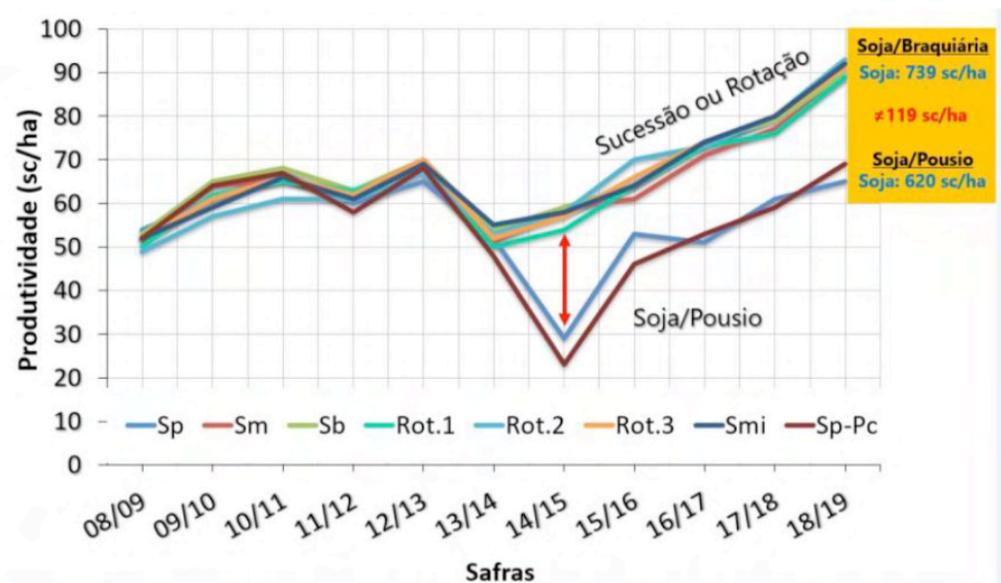



Figura 11. Produtividade da soja no experimento RCS (rotação de culturas na soja) em Itiquira-MT, conduzido sob responsabilidade dos Dr. Leandro Zancanaro e Dr. Fábio Ono, da Fundação MT.

Para reforçar o fato de que a saúde do solo envolve aspectos que transcendem a questão de produtividade das culturas, a Tabela 7 apresenta outra vantagem da manutenção de solos saudáveis e biologicamente ativos. Este estudo (Portilho et al., 2015) foi realizado em condições controladas em laboratório, com solo coletado na profundidade de 0-10cm, no experimento de longa duração de ILP, da Embrapa Agropecuária Oeste. O objetivo foi avaliar a persistência dos inseticidas bifentrina e permetrina no solo. No experimento, os solos foram incubados em microcosmos a 28 ºC, com umidade a 75% da capacidade de campo, por um período de 51 dias. Verificou-se que, nos tratamentos com maior atividade enzimática (i.e., maior atividade biológica), houve redução significativa nos valores de meia vida (TD_{50}) dos dois inseticidas (Tabela 7). Dessa forma, fica evidente uma outra grande vantagem da manutenção de solos biologicamente mais ativos (como os solos sob ILP) e que normalmente passa desapercebida: a capacidade de esses solos reduzirem o período de permanência de agentes poluentes no meio-ambiente. Dados como esses são inclusive a base para várias pesquisas, visando o desenvolvimento de técnicas de remediação *in situ* de poluentes de solo com enzimas estabilizadas em fase sólida (Gianfreda e Bollag, 2002).

Sistema de Manejo*	β-Glicosidase	Fosfatase Ácida	Bifentrina	Permetrina
	μg *p*-nitrofenol g^{-1}	solo h^{-1}	------- TD 50 (dias) ------	
ILP-soja	356 ± 4,1	1206 ± 6,8	14	9
ILP-pasto	282 ± 15,3	649 ± 4,1	25	21
SPD	188 ± 2,8	612 ± 13,6	25	22
SPC	99 ± 7,8	291 ± 14,5	44	47

Tabela 7. Atividade das enzimas β-glicosidase e fosfatase ácida (média ± erro padrão), na profundidade de 0-10cm e meia-vida no solo (TD_{50}) de dois inseticidas, sob diferentes sistemas de manejo em Dourados (MS)

* ILPsoja: integração lavoura-pecuária fase lavoura; ILP b: integração lavoura pecuária fase pastagem; SPD: plantio direto; SPC: plantio convencional.

Fonte: Adaptado de Portilho et al. (2015).

Além de auxiliar o condicionamento biológico e físico do solo, sistemas de manejo conservacionistas como a ILP também promovem aumentos na MOS e na eficiência do uso de nutrientes. Para ilustrar esses efeitos, na Figura 10 são apresentados dados de um experimento de longa duração (22 anos), conduzido pela Embrapa Cerrados, pelo Dr. Djalma Sousa, no qual foram avaliados o manejo da adubação fosfatada (fontes, doses e modos de aplicação) para culturas anuais e pastagem de *Urochloa humidicola* (avaliada em regime de cortes, sem animais), em um Latossolo Amarelo muito argiloso.

Após o 13° ano, no sistema apenas com culturas anuais (soja por 10 anos, milho por 2 anos, todos sob SPC) e na sucessão cultura anual/braquiária (soja por dois anos,

pastagem por 9 anos e soja por 2 anos, sendo os cultivos de soja em SPC), os teores de MOS na camada de 0-20cm foram de 28,4 e 37,3 g/kg, respectivamente. Essas diferenças influenciaram diretamente no desempenho da soja cultivada no 13º ano, que se mostrou mais eficiente no uso do P residual nos sistemas com braquiária (Figura 12). Nos sistemas com braquiária (pastagem), a soja alcançou produtividades superiores às obtidas nos sistemas contendo apenas culturas anuais, mesmo quando em solos com teores de P extraível similares. Considerando que todos os demais nutrientes foram fornecidos de modo balanceado, esse resultado evidencia uma maior eficiência no uso de P após a inserção da braquiária. Como exemplo, pode-se observar que para produzir 3,0 t ha^{-1} de grãos de soja no sistema anual foi necessário ter no solo 6 mg dm^{-3} de P extraível, enquanto no sistema anual/pastagem esse valor foi de apenas 3 mg dm^{-3}.

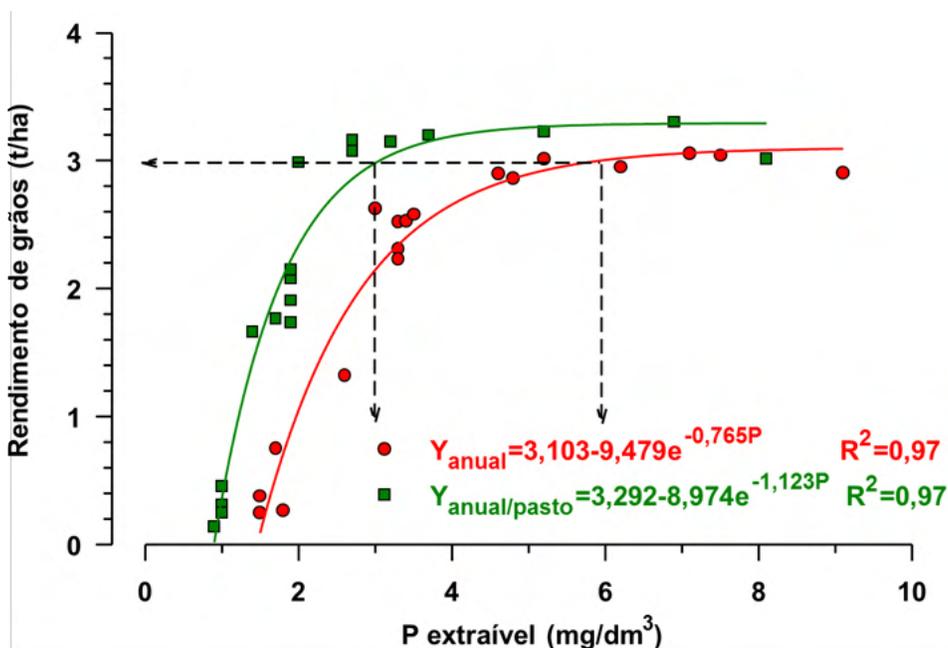



Figura 12. Efeito de sistemas de cultivo com (verde) e sem (vermelho) braquiária na relação entre o fósforo extraível por Mehlich-1 na camada de 0-20cm de profundidade e a produtividade da soja no 13º cultivo. Fonte: Sousa et al. (1997).

Outro benefício que merece destaque, reside no fato de que sistemas ILP emitem menos óxido nitroso (N_2O), um importante Gás de Efeito Estufa (GEE), quando comparados a lavouras em sistema de plantio convencional. Isso vem sendo demostrado em estudos conduzidos na Embrapa Cerrados (DF) onde resultados de pesquisa revelaram que o uso de gramíneas forrageiras, que aportam matéria orgânica e aprofundam raízes no perfil do solo, promovem a redução das emissões de GEE, assim como a presença de

maiores volumes de agregados do solo com maiores diâmetros (Sato et al., 2019). Entre as explicações para esse resultado, observou-se que as braquiárias, forrageiras plantadas para alimentar o gado, depositam matéria orgânica mais difícil de ser degradada e, além disso, a ILP proporciona solos com agregados maiores. Com mais carbono e nitrogênio acumulados nessas partículas, a matéria orgânica presente é protegida da decomposição feita pela microbiota.

Pesquisas anteriores já haviam demonstrado que as emissões de N_2O nos sistemas agrícolas são influenciadas por condições edafoclimáticas (solo, clima, vegetação, entre outras), e que a disponibilidade de MOS é um fator chave no processo. O estudo avança na compreensão de como se dá o acúmulo de frações de MOS estáveis e lábeis (menos estáveis) nos solos sob ILP e as possíveis relações com as emissões de N_2O. As avaliações foram realizadas em 2015, na área do experimento de longa duração em ILP, iniciado em 1991 na Embrapa Cerrados – o mais antigo do Brasil – sob solo argiloso. Foram quantificadas as emissões cumulativas de N_2O por 146 dias ao longo do ciclo da cultura do sorgo (Figura 13). Uma área remanescente de Cerrado também foi avaliada como referência. As emissões acumuladas foram maiores no início do ciclo da cultura, em função da fertilização nitrogenada associada à ocorrência de chuvas, com precipitações diárias superiores a 40mm. As maiores emissões acumuladas ao fim dos 146 dias foram observadas na área com lavoura em plantio convencional, com 1,8 kg/ha de N_2O, enquanto as emissões da lavoura contínua sob plantio direto representaram metade dessa emissão (0,9 kg/ha). Entre as áreas cultivadas, o sistema ILP foi o que apresentou as menores emissões acumuladas de N_2O, com 0,79 kg/ha. Na área de Cerrado, considerada a referência positiva do estudo e onde as emissões diárias estão sempre próximas de zero, a emissão acumulada do período representou apenas 11% da emissão da lavoura em plantio convencional foi considerada como uma referência negativa.

Da mesma forma que os solos argilosos, os solos arenosos também guardam a memória do manejo do solo. A Figura 7 apresenta dados de atividade enzimática obtidos em um Neossolo Quartzarênico, na Fazenda Xanxerê, localizada no Oeste do estado da Bahia. Embora os diferentes talhões da propriedade apresentassem teores semelhantes de MOS (em média 6 g kg^{-1}), o talhão onde o milho era consorciado com a braquiária em SPD apresentou o dobro de atividade da β-glicosidase que aquele sob SPC. Todos os talhões sob SPD também apresentaram, em média, o dobro de atividade da arilsulfatase que o talhão sob SPC.

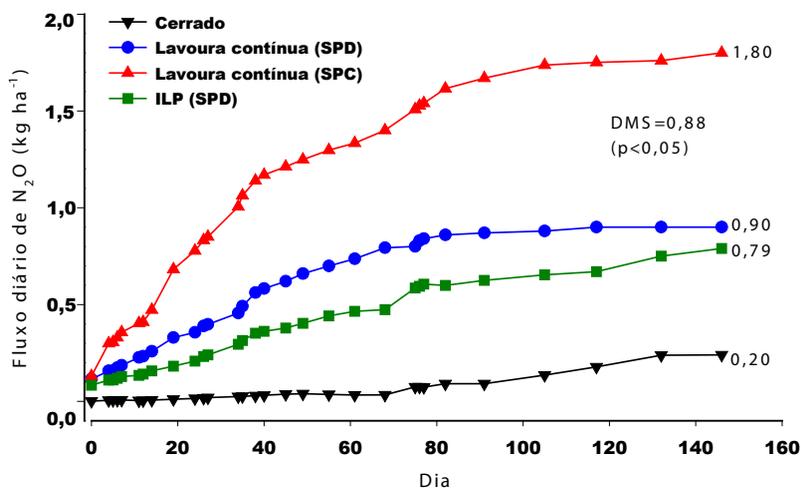



Figura 13. Fluxo diário de óxido nitroso quantificado durante o ciclo do sorgo safrinha em sucessão à soja em experimento de longa duração na Embrapa Cerrados, Planaltina-DF.

2.5 Bioanálise de solo (BioAS): Uma nova aliada para avaliar a saúde dos solos tropicais

A bioanálise do solo (BioAS) é uma tecnologia desenvolvida pela Embrapa que visa preencher a lacuna causada pela ausência do componente biológico nas análises de rotina de solos (Mendes et al., 2018 e Mendes et al., 2019, 2021). A BioAS consiste de dois bioindicadores selecionados (enzimas arilsulfatase e β-glicosidase, associadas aos ciclos do S e do C, respectivamente.), com níveis críticos definidos em tabelas de interpretação, que permitem ao agricultor monitorar a "saúde" do solo sabendo exatamente: o que avaliar, como avaliar, quando avaliar e, como interpretar o que foi avaliado. Conforme estudos realizados em Latossolos de Cerrado, em experimentos de longa duração de produção de grãos, essas duas enzimas se mostraram consistentemente relacionadas ao potencial produtivo (rendimento de grãos) e aos teores de MOS (principal componente da sustentabilidade do uso do solo) (Lopes et al., 2013, 2018; Mendes et al., 2019). Em seu estágio atual, safra 2019/2020, a tecnologia está validada para cultivos anuais em todos os solos do bioma Cerrado.

O uso da BioAS deve-se ao fato de que nem sempre as alterações nas propriedades químicas, em particular os teores de MOS, são capazes de identificar as modificações que ocorrem no solo em função da adoção de manejos conservacionistas como o Sistema Plantio Direto (SPD), a Integração Lavoura Pecuária (ILP) e a Integração Lavoura Pecuária Floresta (ILPF). Conforme apresentado nesse capítulo, vários dados de pesquisa demostram que, muitas vezes, áreas com características químicas semelhantes, possuem componente biológico completamente distintos. Dessa forma, a maior vantagem dos bioindicadores é que eles são mais sensíveis que indicadores químicos e físicos, detectando com maior

antecedência alterações que ocorrem no solo, em função do seu uso e manejo.

Nos 20 anos de estudos da Embrapa com bioindicadores para avaliação de saúde solo na região do Cerrado, em todos os experimentos/fazendas avaliados, as enzimas arilsulfatase e β-glicosidase, nessa ordem, em conjunto ou separadamente, foram os indicadores que consistentemente apresentaram maior sensibilidade para detectar alterações no solo, em função do sistema de manejo (Mendes et al., 2019a, 2021). Além de sua alta sensibilidade para detectar alterações no solo, em função do sistema de manejo, outras vantagens da utilização dessas duas enzimas são: precisão, coerência, sensibilidade e simples determinação analítica, com o uso de reagentes fora da lista de controle do Exército. A arilsulfatase e a β-glicosidase possuem uma estreita relação com a MOS e o rendimento de grãos (Lopes et al. 2013, 2018; Mendes et al. 2019a) são relacionadas à ciclagem da MOS, não são influenciadas pela aplicação de adubos e se adequam ao conceito FERTBIO de amostragem de solo (coleta de solo realizada após a colheita das culturas e com os mesmos procedimentos adotados no pré-tratamento das amostras de solo para as análises de fertilidade, i.e. com secagem ao ar e peneiramento em malha de 2 mm). Essas duas enzimas também são correlacionadas com vários outros atributos microbiológicos (C da biomassa microbiana, respiração basal, fosfatase ácida, desidrogenase), o que permitiu a seleção de apenas dois indicadores para expressar o funcionamento da maquinaria biológica dos solos. A título de comparação, o programa CASH (Comprehensive Assessment of Soil Health) de monitoramento da saúde de solo, da Universidade Cornell (EUA), selecionou três indicadores obrigatórios (proteínas do solo, respiração basal e carbono ativo) e dois optativos (nível de pressão de doenças nas raízes e nitrogênio potencialmente mineralizável), como indicadores biológicos para avaliar a saúde do solo cujos níveis de interpretabilidade foram definidos com base em distribuições estatísticas (Moebius-Clune et al., 2016). Na Holanda, foram utilizados 12 indicadores biológicos, os quais foram interpretados com base nos valores obtidos em áreas de referência (Rutgers et al., 2012).

Conforme detalhado na Figura 3, a atividade enzimática total de um solo é o somatório da atividade enzimática dos organismos vivos (plantas, microrganismos e animais) e das enzimas abiônticas (enzimas que se acumulam no solo por meio de sua adsorção em partículas de argila e na MO). Isso confere às determinações das atividades das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase outras duas enormes vantagens: 1) são parâmetros INTEGRADORES relacionados a todos os componentes biológicos do solo (plantas, animais e microrganismos) e, 2) funcionam como verdadeiras impressões digitais dos sistemas de manejo aos quais o solo foi submetido permitindo, dessa forma, acessar à "memória do solo".

Visando auxiliar na interpretação dos valores individuais dessas enzimas, foi elaborada em 2013 uma proposta baseada na utilização dos princípios dos ensaios

de calibração de nutrientes, relacionando os níveis de atividade enzimática do solo à produção de grãos e aos teores de MOS (Lopes et al., 2013). A partir dessas relações, foi determinado o nível crítico (NC) para cada enzima, que é definido como sendo o nível de atividade enzimática no solo, acima da qual pouco ou nenhum aumento na produção ou nos níveis de MOS são esperados. Ao estabelecer valores de referência para a arilsulfatase e β-glicosidase, o objetivo foi o de auxiliar na tomada de decisões sobre diferentes sistemas de manejo e/ou práticas de uso da terra e de seus possíveis impactos na saúde do solo. Assim, um valor de teste "baixo" para a atividade enzimática do solo pode ser um indício de que práticas de manejo inadequadas estejam sendo utilizadas. Para cada enzima, esses limites críticos também podem ser entendidos como os valores desejáveis que devem ser alcançados ou superados para o funcionamento normal do solo.

A BioAS pode ser comparada a um exame de sangue, no qual, através da determinação de vários parâmetros, pode-se avaliar como está nosso estado de saúde. Dessa forma, a BioAS serve como instrumento de alerta à agricultores que utilizam sistemas de manejo que eventualmente podem estar conduzindo à redução da saúde do solo, despertando o interesse de mudança em direção à adoção de práticas conservacionistas. Esse alerta é reforçado sensivelmente quando se demonstra que solos com baixa atividade de arilsulfatase e β-glicosidase são mais sensíveis à distúrbios e, cedo ou tarde, podem resultar em expressivas perdas de produtividade. Ao contrário, níveis adequados de atividade enzimática definidos pela BioAS indicam áreas manejadas adequadamente e com solos que tendem a acumular mais MOS e serem mais produtivos. Desse modo, para agricultores que já adotam sistemas de manejo conservacionistas, a BioAS pode servir como um incentivo à manutenção dessas práticas, mesmo se aumentos de MOS não tenham sido observados no curto/médio prazos.

Com o advento do conceito FERTBIO (Mendes et al., 2019), os procedimentos para a amostragem de solo, visando a BioAS são semelhantes aos adotados quando o solo é coletado para análises químicas. Para os Latossolos argilosos do bioma Cerrado, a coleta de solo para a BioAS pode ser efetuada no fim do período chuvoso, após a colheita das culturas coincidindo com a amostragem para a química de solo (quando o solo ainda apresenta alguma umidade, o que facilita a amostragem).

Um aspecto muito importante é que a camada diagnóstica para a BioAS é a profundidade de 0-10cm, por ser uma alternativa que atende bem aos objetivos das análises de fertilidade química e microbiológica do solo. No SPC, devido ao intenso revolvimento da camada arável do solo (0-20cm), os valores e teores dos indicadores da fertilidade química na camada de 0-10cm, 0-20cm e 10-20cm são muito semelhantes (Nicolodi et al., 2004). O uso da camada de 0-10 cm, como camada diagnóstica, principalmente em áreas sob SPD e/ou com mínimo preparo de solo também maximiza a sensibilidade da BioAS, ao acessar uma camada de transformações mais dinâmicas do solo (i.e., maior teor de MOS, maior

atividade biológicas e ciclagem de nutrientes) em relação à camada de 0-20cm.

2.6 Índices de qualidade de solo: integrando qualidade biológica e fertilidade do solo em áreas sob sistemas ILP

Apesar do grande interesse no desempenho ambiental da agricultura, não existem metodologias amplamente aceitas de medição que possam ser usadas em escalas global, nacional, estadual e dentro da fazenda ("on farm") para avaliar esse desempenho. Várias agências reguladoras internacionais têm discutido os parâmetros a serem utilizados nas avaliações de qualidade do solo. A título de exemplo, o comitê técnico internacional ISO 190, "Qualidade do Solo", propôs uma lista de 35 parâmetros, químicos (17), físicos (11) e biológicos (7), como potencias indicadores de qualidade de solo; o EPA (US Environmental Protection Agency) propôs uma lista de 1800 parâmetros como indicadores de qualidade química do solo (Burns et al., 2006), enquanto que na OCDE (Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento) foram definidos 62 indicadores agroambientais (IAAs), abrangendo 11 grandes temas (OECD, 2013).

Como as condições agroecológicas e as abordagens de pesquisa diferem entre os países, é pouco provável que exista em um futuro próximo uma solução única para mensurar os impactos ambientais da agricultura a nível mundial. Por essa razão, é fundamental que os formuladores de políticas públicas na área agroambiental do Brasil, por meio das instituições nacionais de pesquisa, tenham à sua disposição estudos consistentes, em nível de país, que permitam um profundo conhecimento e embasamento sobre o melhor conjunto mínimo de IAAs, para nortear a atividade agropecuária brasileira, visando o alcance dos melhores resultados ambientais com melhor retorno econômico, possibilitando maior inserção da nossa agricultura na bioeconomia.

O uso da BioAS, como parte de um conjunto de métricas para avaliar a qualidade/saúde do solo, auxiliará na identificação de sistemas agropecuários com diferentes "condições" de sustentabilidade, reforçando o papel da agricultura como importante prestadora de serviços ambientais. Por se tratarem de medidas obtidas em diferentes glebas da propriedade agrícola ("dentro da porteira"), a BioAS visa também contribuir para difundir a importância estratégica da sustentabilidade nas cadeias produtivas associadas (carne, grãos e silvicultura), fomentando o uso de sistemas de manejo conservacionistas, que otimizam o uso dos insumos e fatores de produção. Dessa forma, o uso da bioanálise como parte das rotinas de análise de solo, favorecerá a inserção do país na bioeconomia, fornecendo métricas para atestar o crescimento agrícola com sustentabilidade.

Nesse contexto, outra inovação importante atrelada ao uso da BioAS é um índice de qualidade dos solos (IQS) capaz de integrar informações da qualidade biológica do solo, acessada pela análise das enzimas arilsulfatase e β-glicosidase, com informações obtidas nas tradicionais análises de fertilidade química do solo (pH, H+Al, Ca, K, P, Mg e MOS). O

$IQS_{Fertbio}$ pode ser decomposto em dois sub-índices: o índice de qualidade química do solo (IQS_{Fert}) e o índice de qualidade biológica do solo (IQS_{Bio}). A subdivisão do $IQS_{Fertbio,}$ nesses dois sub-índices, permite diferenciar, por exemplo, áreas com IQS_{Fert} alto/muito alto, mas que não necessariamente possuem IQS_{Bio} satisfatórios, condição que dificilmente seria identificada apenas com as análises de fertilidade do solo.

O $IQS_{Fertbio}$ é baseado no modelo conceitual proposto por Karlen e Stott (1994), em que funções produtivas e/ou ambientais são atribuídas ao solo (Mendes et al., 2021). Assim, o índice atribui ao solo três funções, sendo elas: F1, relacionada à capacidade do solo de ciclar nutrientes; F2, relacionada à capacidade do solo de armazenar nutrientes e F3, relacionada à capacidade do solo de suprir nutrientes às plantas (Figura 12). A cada função é associado um peso numérico, expresso em porcentagem, que determina o seu peso relativo dentro do modelo. Similarmente, são definidos pesos para cada indicador associado a cada função do solo. Cada indicador do modelo é pontuado em uma escala de 0 a 1 por meio de funções de pontuação padronizada (FPPs e Wymore, 1993). As FPPs podem possuir três formatos básicos: formato sigmoide descendente (tipo "menos é melhor"), quando o aumento do valor do indicador representa piora do desempenho da função do solo (ex., densidade aparente); formato sigmoide ascendente (tipo "mais é melhor"), quando o aumento do valor do indicador representa melhora do desempenho da função (ex., matéria orgânica) e formato de sino (tipo "ótimo"), usada para indicadores que possuem nível ótimo para a função (ex., pH ou níveis de determinados nutrientes).

No caso das atividades das enzimas utilizadas na BioAS, para cada tipo de solo, os valores dos limites inferiores e superiores que determinam a forma das curvas das FPPs foram definidos com base nos trabalhos de calibração que estabeleceram relações entre as enzimas e os rendimentos de grãos e/ou teores de MOS (Lopes et al., 2013; Mendes et al. 2019). Finalmente, o $IQS_{Fertbio}$ é calculado pela soma das pontuações obtidas por cada indicador, ponderada pelos pesos definidos de acordo com o grau de importância atribuído tanto ao indicador, em relação à função do solo ao qual ele foi associado, quanto à própria função, em relação à qualidade global do solo. Os valores do índice variam de 0 a 1, podendo também ser decomposto em suas três funções em subíndices apresentados na mesma escala.

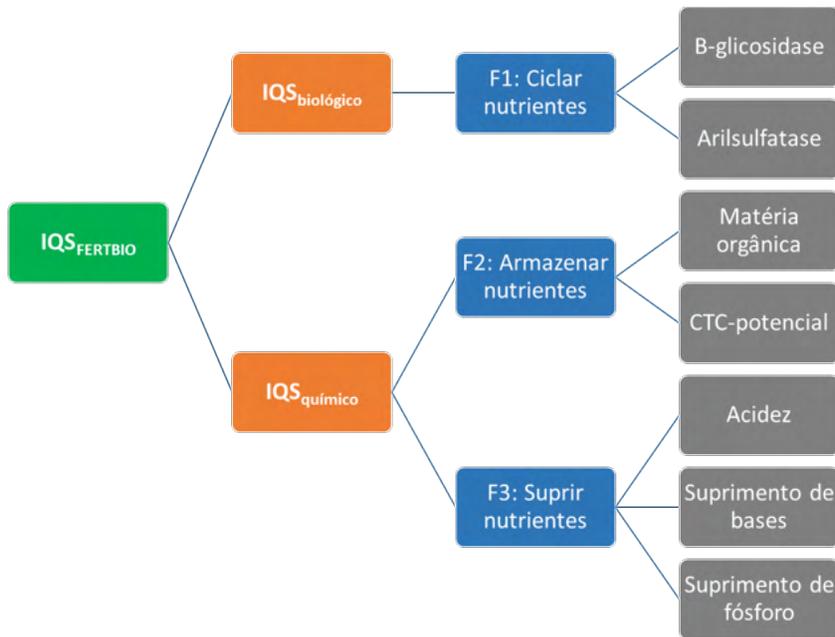



Figura 12. Representação esquemática do modelo utilizado para o cálculo do IQS$_{Fertbio}$ indicando as três funções do solo e seus respectivos indicadores. Fonte: elaborado pelos autores.

Da mesma forma que os valores de referência para a interpretação da atividade enzimática, o objetivo dos valores dos IQS$_{Fertbio}$, IQS$_{Fert}$ e IQS$_{Bio}$ é o de auxiliar nas tomadas de decisões relacionadas aos sistemas de manejo adotados nas propriedades agrícolas. Com relação especificamente aos aspectos avaliados no âmbito da BioAs (qualidade biológica e capacidade de ciclar nutrientes), a Tabela 8 apresenta os limites das categorias do IQS$_{Bio}$ e suas respectivas interpretações.

Cor	Categoria
Vermelho	0 a 0,2: “Muito Baixo”: sistemas de produção e/ou práticas de manejo inadequadas estão sendo utilizadas.
Laranja	0,2 a 0,4: “Baixo”: sistemas de produção e/ou práticas de manejo inadequadas estão sendo utilizadas.
Amarelo	0,4 a 0,6: “Médio”: provavelmente os sistemas de produção e/ou práticas de manejo precisam ser melhorados. É necessária uma avaliação criteriosa para avaliar se a área se encontra uma fase descendente (saindo do verde e indo para o amarelo), ou numa fase ascendente (saindo do vermelho e indo para o amarelo).
Verde-claro	0,6 a 0,8: “Alto”: sistemas de produção e/ou práticas adequadas de manejo estão sendo utilizadas.
Verde	0,8 a 1,0: “Muito Alto”: sistemas de produção e/ou práticas adequadas de manejo estão sendo utilizadas.

Tabela 8. Categorias do Índice de Qualidade Biológica do Solo (IQS$_{Bio}$) e suas respectivas interpretações

O esquema semafórico de cores foi adaptado do CASH (Cornell Soil Health Assessment Framework, Moebius-Clune et al., 2016) e do SINDI (Soil Indicators in New Zealand, LandCare Institute, 2000).

Um exemplo da utilização da BioAS em áreas sob ILP é apresentado na Tabela 9. Foram utilizados os dados do experimento de longa duração de ILP localizado em Dourados, MS, apresentados na Tabela 1. A análise química dos cinco tratamentos é apresentada na Tabela 10.

Tratamento	Aril[1]	β-Gluc[1]	$IQS_{FERTBIO}$	IQS_{Bio}	IQS_{Fert}	F1 Ciclar	F2 Armazenar	F3 Suprir
SPC	31	88	0,57	0,32	0,73	0,32	0,53	0,86
SPD	75	138	0,66	0,57	0,74	0,57	0,56	0,86
ILP soja	126	130	0,68	0,64	0,72	0,64	0,60	0,83
ILP pasto	134	147	0,73	0,68	0,79	0,68	0,60	0,90
PP	232	170	0,72	0,32	0,74	0,81	0,61	0,73

Tabela 9. Atividade enzimática, escores dos Índices de Qualidade de Solo (IQS): Fertbio, químico e biológico e das funções do solo (ciclar, armazenar e suprir nutrientes) nos tratamentos do experimento de ILP de Dourados (Embrapa Agropecuária Oeste). Avaliações realizadas em 2015, 20° ano de condução do experimento, com solo coletado na camada de 0-10 cm

[1] Aril e β-Gluc: arilsulfatase e β-glicosidase. Valores expressos em: μg *p*-nitrofenol g^{-1} solo h^{-1}

Os escores do IQS_{Bio} **e da função F1 (ciclar nutrientes) são semelhantes.**

SPC: sistema convencional, SPD: plantio direto, ILP soja: integração lavoura-pecuária, fase lavoura; ILP pasto: integração lavoura-pecuária, fase pastagem, PP: pastagem permanente

Tratamentos	pH (H_2O)	COS	Al	H+Al	Ca	Mg	K	P
		g kg^{-1}	-------------- $cmol_c$ dm^{-3} -------------				--- mg kg^{-1} ---	
SPC	5,71	11,06	0,40	7,07	4,04	1,98	219	24
SPD	5,42	11,28	0,38	7,01	4,72	2,41	265	53
ILP soja	5,25	12,50	0,47	7,34	4,16	2,55	191	22
ILP pasto	5,68	13,03	0,16	5,19	5,25	3,68	73	16
PP	5,86	13,81	0,11	5,02	4,48	3,33	174	3

Tabela 10. Atributos químicos do solo, na camada 0-10cm, do experimento de longa duração de ILP localizado em Dourados, MS (safra 2015/2016). Avaliações realizadas em 2015, 20° ano de condução do experimento

SPC: sistema convencional, SPD: plantio direto, ILP soja: integração lavoura-pecuária, fase lavoura; ILP pasto: integração lavoura-pecuária, fase pastagem, PP: pastagem permanente

Com base nas pontuações calculadas pelo "Módulo de Interpretação da Qualidade de Solo da Rede BioAS" e na classificação cromática apresentados na Tabela 9, verifica-se que entre os 5 tratamentos avaliados, o solo sob SPC apresentou menor desempenho das funções F1 e F2 (pontuação baixa e moderada para as funções ciclagem e suprimento, respectivamente). O solo sob SPD apresentou pontuações moderadas para as funções F1

e F2. Nos solos dos tratamentos, sob ILP e na pastagem permanente, todas as funções e IQS pontuaram nos níveis alto e muito alto. Vale ressaltar que para a função F3 (suprimento de nutrientes), todos os tratamentos, inclusive o SPC, pontuaram nos níveis alto e muito alto, indicando que todas as áreas receberam um manejo adequado de correção da fertilidade do solo. Com base nesses resultados as pontuações do $IQS_{Fertbio}$ aumentaram no sentido SPC < SPD = ILPa < ILPb< PP, variando de 0,57 até 0,73. Embora a pontuação do IQS_{Bio} (idêntica à da F1, ciclagem de nutrientes) tenha seguido o mesmo padrão, a amplitude de variação foi maior 0,3 a 0,68, confirmando a capacidade e a sensibilidade dos indicadores biológicos em diferenciar os tratamentos.

Os dados apresentados na Tabela 1, evidenciam que a BioAS inaugura uma nova forma de avaliar e monitorar a qualidade dos solos (e paralelamente dos sistemas de manejo adotados) numa visão sistêmica. As avaliações das atividades das enzimas β-glicosidase e arilsulfatase permitem vislumbrar aspectos que passariam despercebidos na análise química tradicional (conforme demonstrado pelas pontuações da função F3, suprimento de nutrientes) e, assim, melhorar a performance da agricultura nos solos tropicais, muitas vezes prejudicada por sistemas de manejo que degradam a saúde/qualidade dos mesmos.

Com o desenvolvimento da BioAS, a lacuna deixada pela ausência do componente biológico nas análises de solo finalmente será preenchida. Assim, verifica-se que o uso dessa tecnologia, colocará o Brasil na vanguarda mundial desse assunto. Um grande diferencial na utilização do “Módulo de Interpretação da Qualidade de Solo da Rede BioAS” é que todos os parâmetros foram calibrados em relação ao rendimento de grãos das culturas. No caso das enzimas, além do rendimento de grãos também foi considerado o teor de MOS que, para solos tropicais, tem grande relevância.

O modelo de Karlen e Stott foi replicado e adaptado por diversos autores na calibração de sistemas indicadores da qualidade do solo, a exemplo do “Sistema de Monitoramento da Qualidade do Solo – SIMOQS” (Chaer, 2001), do “Soil Management Assessment Framework - SMAF” (Andrews et al., 2004; Wienhold et al., 2004; Zobeck et al., 2008, 2015; Stott et al., 2013; Cherubin et al., 2017) e do CASH (The Cornell Comprehensive Assessment of Soil Health) desenvolvido pela Universidade de Cornell (Moebius-Clune et al., 2016). Entretanto, em todas essas abordagens o ponto chave é o estabelecimento de níveis de referência que facilitem a interpretação dos bioindicadores de QS (Arshad e Martin, 2002; Lopes et al., 2013). No trabalho de Chaer (2001), os valores dos limites superiores para os bioindicadores foram definidos como sendo o valor da maior média entre os tratamentos avaliados. No SMAF, os valores de referência de β-glicosidase utilizados nas FPPs foram obtidos a partir de dados de literatura representando diferentes tipos de solo e condições climáticas (Stott et al., 2010). No CASH os escores das funções de pontuação de cada indicador (químico, físico e biológico) são calculados a partir de dados de distribuição normal acumulada, oriundos do banco de dados de amostras de solo do Laboratório de

Saúde de Solo da Universidade de Cornell. Nesse caso, assume-se que quanto maiores os valores dos indicadores de QS melhores são as condições proporcionadas pelos sistemas de manejo.

Ao possibilitar a inclusão de métricas cuja intepretação foi definida com base no rendimento das lavouras e na MOS, o $IQS_{FERTBIO}$ e sua decomposição nos IQS_{FERT} e IQS_{BIO} são ferramentas importantes para atestar que o crescimento agrícola com sustentabilidade é, de fato, uma grande oportunidade para o nosso país.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esse capítulo foi escrito durante a pandemia da Covid-19. Apesar de todo o desenvolvimento tecnológico, um vírus fez o mundo parar e refletir. Ainda é cedo para avaliar como será o mundo pós-pandemia. Sejam quais forem os impactos, produzir alimentos saudáveis, em quantidade e de forma saudável, permanecem sendo questões fundamentais. O mantra “solos saudáveis, pessoas, plantas e animais saudáveis” é mais atual do que nunca.

A possibilidade de uma agricultura sustentável e com solos saudáveis baseada no uso de gramíneas tropicais forrageiras, como plantas de cobertura, é uma combinação na qual todos saem ganhando: o agricultor, o meio ambiente e a sociedade como um todo. Assim, a expansão de áreas sob ILP no Brasil, favorece a inserção estratégica e competitiva da nossa agricultura no contexto nacional e mundial da bioeconomia (modelo de produção baseado no uso otimizado dos recursos biológicos, para a promoção de uma economia sustentável). Os trabalhos de monitoramento e quantificação dos impactos da adoção de sistemas ILP na saúde do solo, não precisam, necessariamente, ser uma tarefa onerosa. Conforme verificado neste capítulo, a tecnologia de bioanálise de solo (BioAS) envolve a inclusão de dois biondicadores robustos e com alta sensibilidade – as enzimas do solo arilsulfatase e β-glicosidase – nas análises de solo e facilita a mensuração das alterações na saúde do solo, em função da adoção dos sistemas de intensificação sustentável (Mendes et al., 2018a; 2019a). A quantificação desses impactos é importante para possibilitar a maximização da contribuição dos fatores biológicos nos agroecossistemas tropicais; para incentivar agricultores que já estão adotando sistemas de manejo conservacionistas e para alertar aqueles que, porventura, estejam usando sistemas de manejo que possam levar à degradação do solo.

Outra inovação atrelada ao uso da BioAS é o cálculo de índices para avaliar a qualidade dos solos (IQS), com base nas determinações dos atributos de fertilidade química e nos atributos microbiológicos, inaugurando uma forma mais abrangente de interpretação da saúde dos nossos solos, que vai além das questões de deficiência/excesso de nutrientes. O uso da BioAS, como métrica para avaliar a qualidade/saúde do solo, auxiliará

na identificação de sistemas agropecuários com diferentes “condições” de sustentabilidade e, nesse sentido, será um importante aliado para reforçar o papel dos sistemas de intensificação sustentável como importantes prestadores de serviços ambientais.

AGRADECIMENTOS

À Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa), pelo apoio aos nossos trabalhos com Bioindicadores e saúde do solo. Aos funcionários atuais (Clodoaldo A. de Sousa, Lucas F.L.S. Rolim) e aposentados (Emílio J. Taveira, Maria das Dores Silva, Odete J. dos Santos e Vilderete Castro Alves) do laboratório de Microbiologia do Solo da Embrapa Cerrados que participaram dessas pesquisas, desde 1998. Aos técnicos-agrícolas Osmar T. Oliveira e Valmir V. de Sousa, a todos os estudantes de graduação e pós-graduação e aos colegas pesquisadores/professores: Cícero Figueiredo (UnB), Claudinei Kappes, Fábio Ono (FMT), Jeander Oliveira Caetano (FESURV), Leandro Zancanaro (FMT), Lourival Vilela (Embrapa Cerrados), Luis Carlos Hernani (Embrapa Solos), Marco Nogueira (Embrapa Soja), Mariangela Hungria (Embrapa Soja), Marilusa Lacerda (UnB). A primeira autora agradece o auxílio de bolsas e financiamento de projetos pela Embrapa (Projeto Bioindicadores - MP2), CNPq (Edital de Redes REPENSA, Processo: 562433/2010-4, Edital Universal Processo 404764/2016-9), FAPDF (Fundação de Apoio à Pesquisa Científica e Tecnológica do Distrito Federal processos 193.000.079/2012 e 1355/2016) e MCTI/CNPq/CAPES/FAPS (INCT-MPCPAgro).

REFERÊNCIAS

Andrews SS, Karlen DL, Cambardella CA. The e soil management assessment framework: A quantitative soil quality evaluation method. Soil Sci Soc Am J. 2004; 68: 1945-1962. Disponível em: https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945

Anghinoni, G, Anghinoni, F, Tormena, CA, Braccini, AL, Mendes, IC; Zancanaro, L, Lal, R. Conservation agriculture strengthen sustainability of Brazilian grain production and food security. Land Use Policy. 2021; 108: 105591.

Arshad MA, Martinb S. Identifying critical limits for soil quality indicators in agro-ecosystems. Agr Ecosyst Environ. 2002; 88: 153-160. https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00252-3

Bandick AK, Dick RP. Field management effects on soil enzyme activities. Soil Biol Biochem. 1999; 31: 1471-1479. https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00051-6

Benites VM, Caetano JO, Ferreira Filho WC, Menezes CCE, Polidoro JC, Oliveira RP, Wiendl T. Influence of brachiaria (*Urochloa brizantha*) as a winter cover crop on potassium use efficiency and soybean yield under no-till in the Brazilian Cerrado. e-ifc. 2014; 39: 24-35.

Burns RG, Nannipieri P, Benedetti A, Hopkins DW. Defining soil quality. In: Bloem J, Hopkins DW, Benedetti A. (eds). Microbiological methods for evaluating soil quality. Cambridge. CABI Publishing. 2006; 23-49.

Carneiro R G, Mendes I C, Lovato P E, Carvalho AM, Vivaldi LJ. Indicadores biológicos associados ao ciclo do fósforo em solos de Cerrado sob plantio direto e plantio convencional. Pesq Agropec Bras. 2004; 39(7): 661-669. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700007

Chaer GM, Modelo para determinação de índice de qualidade do solo baseado em indicadores físicos, químicos e microbiológicos. (Dissertação Mestrado) Departamento de Microbiologia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, 90p. 2001.

Cherubin MR, Tormena CA, Karlen DL. Soil Quality Evaluation Using the Soil Management Assessmentb Framework (SMAF) in Brazilian Oxisols with Contrasting Texture. Rev Bra Ci Solo. 2017; 41: e0160148. https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20160148

Dick RP, Burns RG. A brief history of soil enzyme research. In: Dick RP, editor. Methods of soil enzymology. Madison: Soil Science Society of America. 2011; 1-19. https://doi.org/10.2136/sssabookser9.c1

FEBRAPD - Federação Brasileira de Plantio Direto na Palha – FEBRAPDP. 2017. Área de plantio direto no Brasil. [acesso em 19 de março de 2017]. Disponível em http://febrapdp.org.br/.

Gianfreda L, Bollag JM. Isolated enzymes for the transformation and detoxification of organic pollutants. In: Burns RG; Dick RP, editor. Enzymes in the environment: activity, ecology, and applications. New York: Marcel Dekker. 2002; 495-538. https://doi.org/10.1201/9780203904039-19

Hatfield JL, Sauer TJ, Cruse RM. Soil: The forgotten piece of the water, food, energy nexus. Adv Agron. 2017; 143: 1-46. https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.02.001

Kaschuk G, Alberton O, Hungria M. Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. Soil Biol Biochem. 2010; 42: 1-13. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.08.020

Karlen DL, Stott DE. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.R., Stewart, B.A. (Ed). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison: Soil Science Society of America. 1994; 53-72. (Special Publication, 35). https://doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c4

Lehman RM, Cambardella CA, Stott DE, Acosta-Martinez V, Manter DK, Buyer JS, Maul JE, Smith JL, Collins HP, Halvorson JJ, Kremer, RJ, Lundgren JG, Ducey TF, Jin VL, Karlen DL. Understanding and Enhancing Soil Biological Health: The Solution for Reversing Soil Degradation. 2015; 7(1): 988-1027. https://doi.org/10.3390/su7010988

Lopes AAC, Sousa DMG, Reis Junior FB, Figueiredo CC, Malaquias JV, Souza LM, Mendes IC. Temporal variation and critical limits of microbial indicators in oxisols in the Cerrado, Brazil. Geoderma Reg. 2018; 12: 72-82. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.01.003

Lopes AAC, Sousa DMG, Chaer GM, Reis Junior FB, Goedert WJ, Mendes IC. Interpretation of microbial soil indicators as a function of crop yield and organic carbon. Soil Sci Soc Am J. 2013; 77: 461 – 472. https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0191

Lupwayi NZ, Harker KN, O'Donovan JT, Turkington TK, Blackshaw RE, Hall LM, Willenborg CJ, Gan Y, Lafond GP, May WE, Grant CA. Relating soil microbial properties to yields of no-till canola on the Canadian prairies. Eur J Agron. 2015; 62: 110-19. https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.10.004

Matsuoka M, Mendes IC, Loureiro MF. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa e sistemas agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste (MT). Rev Bras Cienc Solo. 2003; 27(3): 425-433. https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000300004

Mei N, Yang B, Tian P. Using a modified soil quality index to evaluate densely tilled soils with different yields in Northeast China. Environ Sci Pollut Res. 2019; 26: 13867-13877. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3946-2

Mendes, IC, Sousa, DMG, Dantas, OD, Lopes, AAC, Reis Junior, FB, Oliveira, MIL, Chaer, GM. Soil quality and grain yield: a win-win combination in clayey tropical Oxisols. Geoderma. 2021; 388 (114880).

Mendes IC, Sousa DMG, Reis Junior FB. Bioindicadores de qualidade de solo: dos laboratórios de pesquisa para o campo. Cad Ciên Tecnol. 2015; 32: 191-209. https://doi.org/10.35977/0104-1096.cct2015.v32.23311

Mendes IC, Sousa DMG, Reis Junior FB, Lopes, AAC. Bioanálise de solo: como acessar e interpretar a saúde do solo. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2018 (Circular Técnica, 38).

Mendes IC. Indicadores biológicos de qualidade de solo em sistemas de plantio direto no Brasil: estado atual e perspectivas futuras. In: Moreira MS, Kasuya MCM, editores. Fertilidade e biologia do solo: integração e tecnologia para todos. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; 2016; 1: 297-322.

Mendes IC, Caetano JO, Hernani LC, Reis-Junior FB, Benites VM. Soil enzymes activities in Cerrados grain-crops farming systems with Brachiaria. In: World Congress on Integrated Crop-Livestock-Forest Systems; 2015; Brasília, DF. Brasília, DF: Embrapa; 2015.

Mendes IC, Chaer GM, Reis Junior FB, Sousa DMG, Dantas, OD, Oliveira, MIL, Malaquias, JV. Tecnologia BioAS: uma maneira simples e eficiente de avaliar a saúde do solo– Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2021. 50 p. (Documentos / Embrapa Cerrados, ISSN 1517-5111, ISSN online 2176-5081, 369).

Mendes IC, Fernandes MF, Chaer GM, Reis Junior FB. Biological functioning of brazilian cerrado soils under different vegetation types. Plant Soil. 2012; 359: 183-195. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1195-6

Mendes IC, Kappes C, Ono FB, Sousa DMG, Reis-Junior FB, Lopes AAC, Semler TD, Zancanaro L. Qualidade biológica do solo: por que e como avaliar. Rondonópolis: Boletim de Pesquisa da Fundação MT. 2017; 98-105.

Mendes IC, Sousa DMG, Reis Junior FB, Lopes AAC. Indicadores de qualidade biológica para manejo sustentável de solos arenosos. Viçosa, MG: Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2018; 44: 22-27.

Mendes IC, Souza LM, Sousa DMG, Lopes AAC, Reis Júnior FB, Lacerda MPC, Malaquias JV. Critical limits for microbial indicators in tropical Oxisols at post-harvest: the FERTBIO soil sample concept. Appl Soil Ecol. 2019; 139: 85-93. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.02.025

Mendes IC, Souza LV, Resck DVS, Gomes AC. Biological properties of aggregates from a Cerrado Oxisol under conventional and no-till management systems. Rev Bras Cienc Solo. 2003; 27: 435-443. https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000300005

Mendes IC, Tormena CA, Cherubin MR, Karlen DL. Soil health assessment and maintenance in Central and South-Central Brazil. In: Reicosky D, editor. Managing soil health for sustainable agriculture: Monitoring and management. Cambridge: Burleigh Dodds Science publishing; 2018; 2: 379-415. https://doi.org/10.19103/AS.2017.0033.35

Moebius-Clune BN, Moebius-Clune DJ, Gugino BK, Idowu OJ, Schindelbeck RR, Ristow AJ, Van Es HM, Thies JE, Shayler HA, McBride M, Wolfe DW, Abawi GS. Comprehensive assessment of soil health. Cornell University, Geneva, NY. 2016 [acesso em 03 de maio 2020]. Disponível em: http://soilhealth.cals.cornell.edu/.

Nicolodi M, Gianello C, Anghinoni I. Fertilidade: uma propriedade emergente do sistema solo [CD-ROM]. In: V Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo; 2004; Florianópolis. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul; 2004.

Nicolodi M, Gianello C, Anghinoni I, Marré J, Mielniczuk J. Insuficiência do conceito mineralista para expressar a fertilidade do solo percebida pelas plantas cultivadas no sistema plantio direto. Rev Bras Cienc Solo. 2008; 32: 2735-41. https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000700017

Peixoto RS, Chaer GM, Franco N, Reis Jr FB, Mendes IC, Rosado AS. A decade of land use contributes to changes in the chemistry, biochemistry and bacterial community structures of soils in the Cerrado. Anton Leeuw. 2010; 98: 403-413. https://doi.org/10.1007/s10482-010-9454-0

Portilho IIR, Scorza Júnior RP, Salton JC, Mendes IM, Mercante FM. Persistência de inseticidas e parâmetros microbiológicos em solo sob sistemas de manejo. Cienc Rural. 2015; 45: 22-28. https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20131328

Raij B van. A capacidade de troca catiônica doas frações orgânica e mineral e solos. Bragantia. 1969; 28: 85-112.

Resck DVS, Pereira J, Silva JE, da. Dinâmica da matéria orgânica dos na região dos Cerrados. Planaltina: EMBRAPA-CPAC. 1991; 22p. (EMBRAPA-CPAC). 1991; Documentos, 36.

Rutgers M Van, Wijnen HJ, Schouten AJ, Mulder C, Kuiten AMP, Brussaard L, Breure AM. A method to assess ecosystem services developed from soil attributes with stakeholders and data of four arable farms. Sci Total Environ. 2012; 415: 39-48. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.041

Salton JC, Pezarico CR, Tomazi M, Comas CC, Richetti A, Mercante FM, Concenço G. 20 Anos de Experimentação em Integração Lavoura-Pecuária na Embrapa Agropecuária Oeste: relatório. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste. 2015;167 p. (Documentos 130).

Sato, JH; Figueiredo, CC; Marchão, RL ; Oliveira, AD; Vilela, L., Delvico, FMS, Alves, BJR, Carvalho, AM . Understanding the relations between soil organic matter fractions and N O emissions in a long-term integrated crop-livestock system. Eur J Soil Sci. 2019; 12819.

Sousa DMG de, Vilela L, Rein, TA, Lobato E. Eficiência da adubação fosfatada em dois sistemas de cultivo em um latossolo de cerrado. In: Anais do XXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. 1997; Rio de Janeiro, Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 1997; 57-60.

Souza LM, Sousa DMG, Reis-Júnior FB, Mendes IC. Carbono da biomassa microbiana em Latossolos determinado por oxidação úmida e combustão a temperatura elevada. Pesq Agropec Bras. 2015; 50: 1061-1070. https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015001100009

Stott DE, Karlen DL, Cambardella CA, Harmel RD. A soil quality and metabolic activity assessment after fifty-seven years of agricultural management. Soil Sci Soc Am J. 2013; 77: 903–913. https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0355

OECD. OECD Compendium on Agri-Environmental Indicators, OECD Publishing. 2013. https://doi.org/10.1787/9789264186217-en

Stott DE, Andrews SS, Liebig MA, Wienhold BJ, Karlen DL. Evaluation of β-Glucosidase activity as a soil quality indicator for the soil management assessment framework. Soil Sci Soc Am J. 2010; 74: 107-119. https://doi.org/10.2136/sssaj2009.0029

Tabatabai MA. Soil enzymes. In R.W. Weaver et al. (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbiological and Biochemical Properties. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison. 1994; 778–833. https://doi.org/10.1002/047126363X.agr354

Vasu D, Singh SK, Ray SK, Duraisami VP, Tiwary P, Chandran P, Nimkar AM, Anantwar SG. Soil quality index (SQI) as a tool to evaluate crop productivity in semi-arid Deccan plateau, India. Geoderma. 2016; 282: 70-79. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.07.010

Wallenstein MD, Burns RG. Ecology of extracellular enzyme activities and organic matter degradation in soil: a complex community-driven process. In: Dick RP, editor. Methods of soil enzymology. Madison: Soil Science Society of America. 2011; 35-56. https://doi.org/10.2136/sssabookser9.c2

Wienhold BJ, Andrews SS, Karlen DL. Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. Environ Geochem Health. 2004; 26(2-3): 89-95. https://doi.org/10.1023/B:EGAH.0000039571.59640.3c

Wymore AW. Model-based systems engineering. An introduction to the mathematical theory of discrete systems and to the tricotyledon theory of systems design. CRC, Boca Raton, FL. 1993.

Zobeck TM, Halvorson B, Wienhold BJ, Acosta-Martinez V, Karlen DL. Comparison of two soil quality indexes to evaluate cropping systems in northern Colorado. J. Soil Water Conserv. 2008; 63: 329–338. https://doi.org/10.2489/jswc.63.5.329

Zobeck TM, Steiner JL, Stott DE, Duke SE, Starks PJ, Moriasi DN, Karlen DL. Soil quality index comparisons using fort cobb, Oklahoma, watershed-scale land management data. Soil Sci. Soc. Am. J. 2015; 79: 224–238. https://doi.org/10.2136/sssaj2014.06.0257

Zuber SM, Villamil MB. Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities. Soil Biol Biochem. 2016; 97: 176-87. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2016.03.001

CAPÍTULO 8

USO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA AGRICULTURA

Cledimar Rogério Lourenzi
Professor adjunto do Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: lourenzi.c.r@ufsc.br.

Arcângelo Loss
Professor associado do Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: arcangelo.loss@ufsc.br.

Jucinei José Comin
Professor titular do Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: j.comin@ufsc.br.

Guilherme Wilbert Ferreira
Doutorando em Agroecossistemas na Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: guilhermewferreira@hotmail.com.

Vilmar Müller Júnior
Doutorando em Engenharia Ambiental na Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: vilmar.muller@ifpr.edu.br.

Andria Paula Lima
Mestranda em Agroecossistemas na Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: andriapaulalima2@hotmail.com.

Tadeu Luis Tiecher
Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul. E-mail: tadeu.t@hotmail.com.

Igor Polla Marcelino
Engenheiro sanitário e ambiental, Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina. E-mail: igorpolla@gmail.com.

1 . INTRODUÇÃO

Na agricultura o uso de resíduos orgânicos é uma prática milenar que apresenta grande destaque em regiões nas quais a atividade agropecuária é intensa. O aproveitamento do potencial fertilizante desses resíduos, e o descarte adequado dos mesmos, representam as principais justificativas para o uso desses materiais, como fontes de nutrientes e/ou condicionadores de solo em áreas agrícolas. Dentre os principais resíduos orgânicos utilizados na agricultura, destacam-se os dejetos de animais (aves, suínos, bovinos, entre outros), resíduos agroindustriais (compostos orgânicos, tortas, vinhaça, lodos de esgoto, entre outros) e resíduos vegetais (plantas de cobertura, adubos verdes, entre outros).

Os dejetos de animais são aplicados ao solo na forma *in natura* ou após passarem por processos de estabilização anaeróbia em esterqueiras, no caso dos dejetos líquidos (suínos e bovinos), ou em pilhas ao ar livre, no caso dos dejetos sólidos (cama de aves e dejetos bovinos). Já os resíduos agroindustriais necessitam passar pelo processo de compostagem, o qual elimina significativamente os agentes patogênicos, sob decomposição aeróbica, reduzindo a emissão de metano e gás sulfídrico, que contribuem para o efeito estufa e o mau cheiro do material. Além disso, o processo de compostagem melhora algumas características agronômicas dos

resíduos, pois o composto, se devidamente produzido, concentra e disponibiliza mais facilmente os nutrientes necessários às plantas.

No entanto, os resíduos orgânicos apresentam composição variada em relação à concentração de nutrientes, o que dificulta o estabelecimento e recomendação de doses balanceadas em relação à necessidade nutricional das culturas. Isso pode provocar alterações nos atributos do solo, trazer consequências indesejáveis do ponto de vista ambiental e nutricional para as plantas. Dessa forma, busca-se no presente capítulo apresentar algumas informações sobre os principais resíduos orgânicos utilizados na agricultura e seus efeitos em atributos químicos, físicos e biológicos do solo, os aspectos ambientais do uso de resíduos orgânicos, os efeitos na sanidade de plantas e uso de resíduos orgânicos na produção de biochar e seus efeitos no solo.

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Origem dos resíduos orgânicos na agricultura

Os sistemas de produção vegetal e animal surgiram por meio do estabelecimento do homem em determinados locais e do qual originou a agricultura no mundo. Segundo Mazoyer e Roudart (2010), os primeiros sistemas de cultivo surgiram no período Neolítico, sendo praticados em áreas próximas de rios devido a maior fertilidade do solo nesses locais, o que proporcionava boas produções e a fixação de moradia nas proximidades. As principais áreas agrícolas desse período eram nos vales dos rios Eufrates e Tigre (Mesopotâmia), rio Nilo (Egito) e rios Azul e Amarelo (China).

Desde então, a transformação da agricultura é moldada através dos séculos por mudanças e aperfeiçoamentos de técnicas de produção agrícola. Na metade do século XX ocorreu uma explosão demográfica mundial e, consequentemente, aumentou de sobremaneira a necessidade de suprimento de alimentos para humanidade, sendo essa necessidade atendida, em parte, pelo uso das tecnologias bélicas na agricultura, oriundas da Segunda Guerra Mundial (Castanho e Teixeira, 2017), fenômeno que ficou conhecido como Revolução Verde. Portanto, a Revolução Verde foi um modelo baseado no melhoramento genético das plantas cultivadas, uso de fertilizantes minerais e agrotóxicos na agricultura (Serra et al., 2016). Esse modelo estabeleceu “pacotes tecnológicos” na produção agrícola, visando alcançar maiores produtividades, como o desenvolvimento de variedades de alto rendimento, expansão de monoculturas, fertilização dos solos, aplicação de agrotóxicos e modernização da mecanização agrícola, sendo que algumas dessas técnicas, quando não utilizadas de forma adequada, podem causar a degradação do solo e do ambiente, como a adoção de sistemas de manejo do solo não conservacionistas, uso excessivo fertilizantes e agrotóxicos, entre outras.

Essas premissas impostas pelo advento dos “pacotes tecnológicos” são pertencentes ao sistema de produção convencional, que preconiza o revolvimento do solo a cada ciclo de cultivo, no qual os recursos do solo são intensivamente exauridos devido ao constante revolvimento do solo e excesso do uso de fertilizantes minerais e agrotóxicos, ocasionando a degradação do ambiente ao longo do tempo. Diversos estudos recentes apontam a degradação do solo, quando adotados os “pacotes tecnológicos” e o manejo sem critério técnico como: perda da matéria orgânica do solo, desagregação e aumento da erosão do solo (Almeida et al., 2016; Rieff et al., 2020), aumento da temperatura da camada superficial do solo (Shen et al., 2018), diminuição do número de artrópodes no solo (Rodriguez et al., 2006), desbalanço de nutrientes no solo (Resende et al., 2016), os quais são fatores que podem levar a problemas ambientais.

Os sistemas de manejo conservacionistas surgiram a fim de amenizar problemas advindos da prática da agricultura convencional. Esses sistemas preconizam o policultivo, uso racional dos recursos, utilização de resíduos orgânicos como fontes parciais de nutrientes e valorização do produtor em todo o processo de produção. Um exemplo é o Sistema de Plantio Direto (SPD), que, no Brasil, iniciou-se na década de 1970, na região Sul do País, com o objetivo de reduzir os processos erosivos e minimizar impactos ambientais provenientes do sistema de cultivo convencional. Porém, para a implantação do SPD, existiam grandes dificuldades, como a falta de herbicidas eficientes, tanto pré quanto pós-emergente, bem como a mecanização pouco evoluída, ou seja, a falta de semeadoras adaptadas a esse sistema, capazes de desempenhar as funções desse novo modelo de cultivo. Essa forma de manejo se expandiu, principalmente, no início da década de 1990, em função do surgimento e da disponibilidade de tecnologias específicas ao SPD, aliado ao interesse dos setores públicos e privados em levá-los as propriedades rurais (Anghinoni, 2007; Da Silva, 2009). Após a passagem da fase de adaptação e estudo do novo sistema, a adoção pelos produtores nos estados do Sul do Brasil, deu-se com muito êxito pois, além do controle da erosão, havia grande racionalização de insumos, mão de obra, mecanização e energia. A semeadura direta na palha, no terceiro ano após a implantação, já demonstrava ser uma das mais promissoras tecnologias, com a introdução das práticas de cobertura de solo no inverno e a rotação de culturas (Anghinoni, 2007).

Como outro exemplo, tem-se o Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH), iniciado ao final da década de 1990, na região do Contestado em Santa Catarina, que é caracterizado por dois grandes eixos: o eixo político-pedagógico, que tem como premissas a decisão consciente em praticá-lo, organização dos produtores e valorização da qualidade de vida dos agricultores e consumidores; e o eixo técnico-científico, que tem como base a promoção do conforto da planta, nutrição com base nas taxas de absorção de nutrientes, uso de rotação de culturas, plantas de cobertura e adubos verdes, adição anual de matéria seca superior a 10 Mg ha^{-1} e revolvimento restrito as linhas de plantio (Comin et al., 2016; Fayad et al., 2019).

No entanto, mesmo que novos sistemas de manejo sejam utilizados com o objetivo de diminuir a degradação dos solos, o aumento da população mundial tem gerado quantidades excessivas de resíduos orgânicos, os quais necessitam de destinação adequada para que não se tornem potenciais poluentes do meio ambiente, tanto nas cidades quanto no campo. De acordo com Hoornweg e Bhada-Tata (2012), a quantidade de resíduos sólidos urbanos produzidos a nível mundial é de cerca de 1,3 bilhões de Mg ano^{-1}, resultantes de uma produção média de cerca de 1,2 kg $pessoa^{-1}$ dia^{-1}. Além disso, estima-se que, em 2025, sejam produzidos 2,2 bilhões de Mg ano^{-1} de resíduos sólidos, levando em consideração a taxa esperada de crescimento populacional. Desse modo, o aumento populacional levará ao aumento da quantidade de resíduos gerados, é de se esperar que haverá um aumento dos resíduos provenientes das atividades agrícolas, sobretudo dos resíduos orgânicos.

Dentre os resíduos orgânicos que podem ser utilizados na agricultura tem-se os resíduos de origem animal, caracterizados pelos seus dejetos (fezes + urina), ração e água utilizada na higienização das instalações; os resíduos de origem vegetal, caracterizados pelos adubos verdes e palhada das culturas; e os resíduos agroindustriais, caracterizados pelos subprodutos, oriundos do processamento de alimentos na indústria.

Resíduos orgânicos de origem animal

Os principais resíduos orgânicos de origem animal são representados pelos dejetos líquidos e sólidos de suínos e bovinos, cama de aves, esterco de peru, esterco de poedeiras, esterco de cabra, esterco de coelho, entre outros. Esses resíduos são compostos pelas fezes, urina, pelos, restos de ração, água residuária e material sólido, como palhada ou serragem, os quais são geralmente utilizados nos solos, como fertilizantes para a produção agrícola (He et al., 2012). Desde o início das atividades agrícolas, há mais de 8.000 anos na Europa neolítica, o esterco animal foi parte integrante da produção agrícola (Bogaard et al., 2013). Além disso, antes da fabricação extensiva de fertilizantes minerais, a maioria dos insumos fertilizantes era proveniente de esterco animal.

De acordo com a FAO (2020), no ano de 2017, estima-se que foram produzidos 1,5 bilhões de cabeças de gado, 1 bilhão de cabeças de suínos, aproximadamente 23 bilhões de aves (frango) e mais de 2 bilhões de cabeças de ovelhas e cabras. Como esses animais, em sua maioria, são produzidos em sistema intensivo de produção, grandes volumes de dejetos são gerados (Couto et al., 2010). Na Tabela 1 são apresentadas informações sobre o número de bovinos (*Bos taurus* e *Bos indicus*), suínos (*Sus scrofa domesticus*), ovelhas (*Ovis aries*) e cabras (*Capra aegagrus hircus*), e a quantidade de dejeto produzida, em 12 países no ano de 2018 (FAO, 2020).

País		Bovinos		Suínos		Aves		Ovelhas e cabras
	Nº	QP[2]	Nº	QP[3]	Nº	QP[2]	Nº	QP[2]
	$.10^6$ cab[4]	$.10^6$ Mg	$.10^6$ cab	$.10^6$ Mg	$.10^6$ cab	$.10^6$ Mg	$.10^6$ cab	$.10^6$ Mg
Argentina	53,9	547,2	5,6	17,7	113,6	1,1	19,8	10,5
Austrália	26,4	267,8	2,5	8,0	98,4	1,0	73,7	39,0
Brasil	213,5	2.166,6	41,4	130,1	1.468,4	14,7	29,6	15,7
Canada	11,6	117,4	14,2	44,5	170,6	1,7	8,6	4,6
China	63,4	643,5	447.175,3	1.403.683,4	5.372,6	53,9	3.024,6	1.600,8
Alemanha	11,9	121,2	26,4	83,0	157,8	1,6	17,2	9,1
Índia	184,5	1.871,8	8,5	26,6	801,1	8,0	1.944,2	1.029,0
México	34,8	353,3	17,8	56,0	568,4	5,7	174,3	92,3
Paquistão	46,1	467,6	-		524,1	5,3	104,6	55,4
Rússia	18,3	185,6	23,1	72,4	507,0	5,1	24,4	12,9
R. Unido	9,9	100,4	5,1	15,9	178,0	1,8	33,9	17,9
EUA	94,3	956,8	74,6	234,0	1.973,4	19,8	7,9	4,2
Soma	768,6	7.799,3	447.394,6	1.404371,6	11.933,3	119,8	5.462,8	2.891,2

Tabela 1. Número de animais criados (Nº) e a quantidade de dejeto produzida (QP) em diferentes países, em 2018[1]

[1]FAO (2020); [2]Melikoglu e Menekse (2020); [3]Diesel, Miranda e Perdomo (2002); [4]cabeças de animais.

Atualmente, os resíduos orgânicos de origem animal aparecem como alternativa na substituição parcial de fertilizantes minerais, visto que possuem macro e micronutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas (Cassol et al., 2011; Brunetto et al., 2012; Pagliari; Laboski, 2012). Entretanto, a composição desbalanceada de nutrientes nos dejetos, decorrente de fatores como ração fornecida, idade dos animais, tipo da dieta e eventuais tratamentos dos animais (Corrêa et al., 2011), torna difícil realizar uma recomendação técnica de doses padronizadas de dejetos (Kirchmann et al., 1994).

A aplicação contínua de dejetos animais no solo, sem recomendação técnica, ou mesmo visando fornecer apenas N às plantas, pode ocasionar desequilíbrios de nutrientes no solo, como o acúmulo de N e P, que podem ser perdidos por escoamento superficial e lixiviação, causando a contaminação de águas superficiais ou subterrâneas, que pode evoluir para eutrofização de mananciais hídricos (Ceretta et al., 2010; Guardini et al., 2012; Girotto et al., 2013; Lourenzi et al., 2015). O uso de dejetos de animais também pode promover o acúmulo de metais pesados no solo, como Cu e Zn (Girotto et al., 2010; Tiecher et al., 2013). Esses elementos, quando em excesso no solo, podem contaminar águas superficiais por meio do escoamento superficial (Girotto et al., 2010), além de causar toxidez às plantas (Gupta, 2001; Cunha et al., 2008).

Entretanto, para que a utilização de dejetos animais como adubos orgânicos possa

se tornar uma prática ambientalmente correta, deve-se seguir recomendações técnico-científicas para o estabelecimento de doses e formas de aplicação, possibilitando ganhos de produtividade das culturas e, ou melhorias em atributos do solo com segurança ambiental (Lalande et al., 2000; Plaza et al., 2004; Guerrero et al., 2007; Plaza et al., 2007; Tavares Filho et al., 2010; Brunetto et al., 2012; Guardini et al., 2012; Comin et al, 2013; Lourenzi et al., 2013).

Resíduos orgânicos de origem vegetal

Como visto até aqui, as atividades urbanas, agrícolas ou industriais geram resíduos em quantidades consideráveis que muitas vezes não são aproveitados, mas que poderiam ser reutilizados, principalmente, em benefício da agricultura. Dentre os resíduos de origem vegetal, destacam-se os restos culturais como palhas, cascas, frutos, bagaços e os adubos verdes, com destaque para as leguminosas que, além da ciclagem de nutrientes, são importantes na fixação e adição de N no solo.

Os resíduos vegetais, ou palhada, são oriundos de culturas especialmente cultivadas para este fim, as chamadas plantas de cobertura. Essas plantas, normalmente, são implantadas na entressafra, podendo ser cultivadas tanto no inverno quanto no verão, dependendo da cultura de interesse comercial (Redin et al., 2016). Já a adubação verde consiste na utilização de plantas em rotação ou consórcio com as culturas de interesse comercial. Tais plantas podem ser incorporadas ao solo ou roçadas e mantidas na superfície, proporcionando, em geral, a melhoria em características físicas, químicas e biológicas do solo (Barros et al., 2014; Castro Carvalho et al., 2019).

Plantas de cobertura ou adubos verdes, ao serem depositadas na superfície do solo, exercem uma série de funções com efeitos positivos para o solo, tais como aumento da resistência à erosão (Panachuki et al., 2011; Loss et al., 2017); maior capacidade de infiltração e retenção de água (Sidiras e Roth, 1987; Panachuki et al., 2011; Gava et al., 2013); aumento dos teores de nutrientes e matéria orgânica, maior capacidade de troca de cátions, complexação de compostos orgânicos e inorgânicos (Souza et al., 2013; Oliveira et al., 2016; 2017; Santos et al., 2017; 2018); e estimulo à atividade biológica (Gatiboni et al., 2009; Liu et al., 2016). Na Tabela 2 são apresentadas as principais espécies com potencial de uso em sistemas agrícolas no Brasil. A rusticidade é uma característica comum a todas as espécies, especialmente, quanto à tolerância ao déficit hídrico. Normalmente, são plantas pouco exigentes em fertilidade do solo e tratos culturais, além de adaptadas as diferentes condições edafoclimáticas regionais (Redin et al., 2016).

Nome comum	Nome científico	Família
	Primavera/verão	
Crotalária juncea	*Sunn hemp*	Fabacea
Crotalária spectabilis	*Crotalaria spectabilis*	Fabacea
Feijão de porco	*Crotalaria ensiformis*	Fabacea
Guandu anão	*Cajanus cajan*	Fabacea
Milheto	*Pennisetum glaucum*	Poacea
Mucuna cinza	*Stizolobium niveum*	Fabacea
Mucuna preta	*Mucuna aterrima*	Fabacea
	Outono/inverno	
Aveia-preta	*Avena strigosa*	Poacea
Azevém	*Lotium multifolium*	Poacea
Ervilha forrageira	*Pisum arvensis*	Fabacea
Ervilhaca	*Vicia sativa*	Fabacea
Nabo forrageiro	*Raphanus sativus oleiferus*	Brassicaceae
Tremoço azul	*Lupinus angustifolium*	Fabacea
Tremoço branco	*Lupinus alba*	Fabacea
Tremoço nativo	*Lupinus albescens*	Fabacea
Trevos	*Trifolium sp.*	Fabacea

Tabela 2. Principais espécies de plantas de cobertura de solo de primavera/verão e outono/inverno utilizadas em sistemas de rotação de culturas no Brasil

Fonte: Redin et al. (2016)

Na região Sul do Brasil, como também nas demais regiões brasileiras, diversas espécies de plantas de cobertura, principalmente das famílias Fabaceae (leguminosas) e Poaceae (gramíneas), são utilizadas como adubos verdes ou plantas de cobertura em cultivo solteiro ou em sistemas de consórcios com outras plantas de cobertura de solo, culturas comerciais ou espécies perenes.

Resíduos orgânicos agroindustriais

O aumento da produção agrícola para atender à crescente demanda por alimentos e outros materiais de necessidades básicas, fez com muitos produtos agrícolas fossem processados antes do consumo, aumentando a geração de resíduos. O processamento da produção primária de alimentos pelo setor agroindustrial origina resíduos potencialmente poluentes e que geram impactos ambientais, quando não tratados ou dispostos incorretamente, podendo ser tóxicos, cumulativos e de lenta degradação no ambiente (Schneider et al., 2012).

Resíduos agroindustriais, como as águas residuárias e resíduos sólidos, são resultantes do processamento de alimentos, couro, fibras, madeira, álcool, açúcar, entre outros, e são produzidos de acordo com a oferta da matéria-prima. As águas residuárias são

resultado de processos de lavagem do produto e/ou instalações, cozimento, resfriamento e pasteurização. Já os resíduos sólidos são caracterizados pelos lixos oriundos de embalagens, lodo de sistemas de tratamento de águas residuárias, sobras do processo, entre outros (Costa Filho, 2017).

Esses resíduos agroindustriais possuem, normalmente, teores de nutrientes consideráveis, podendo ser empregados em outras atividades para o reaproveitamento dos mesmos. Esta ação é uma forma de minimizar potenciais impactos ambientais negativos e melhorar a condição da saúde pública. Dentre os principais destinos para o reaproveitamento de resíduos agroindustriais destacam-se: alimentação animal, fonte renovável de energia e fertilização de cultivos agrícolas. Essa prática reduz o emprego de fertilizantes minerais e fomenta a ciclagem de nutrientes no ambiente.

Os resíduos utilizados de forma mais recorrente são as tortas, lodos, vinhaça e resíduos de curtumes. A torta é um resíduo considerado subproduto da produção do biodiesel, produzida a partir de oleaginosas como o girassol, dendê, soja, pinhão-manso e a mamona (Silva et al., 2012). É considerada fonte de nutrientes como o N, P e K, além de promover efeito condicionador do solo como formação de matéria orgânica no solo (MOS) (Fernandes et al., 2011). O lodo de esgoto é resultado de processos de tratamento de efluentes de origem doméstica, agroindustrial ou industrial. A destinação final dos lodos como fertilizantes orgânicos é considerada a mais viável devido as características desses resíduos, que podem proporcionar melhorias em propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, além de incrementos na produtividade de grãos e matéria seca das culturas (Roig et al., 2012; Lobo et al., 2013).

A vinhaça trata-se de um subproduto oriunda do processamento da cana de açúcar e do etanol. De fato, para cada 1L de etanol produzido são gerados 14L de vinhaça. Quando não tratada e destinada corretamente, a vinhaça possui grande potencial poluidor devido ao seu efeito acidificante e altos teores de nitrato (Bley et al., 2009; Fuess et al., 2014). Esse resíduo geralmente é aplicado nas áreas de produção de cana de açúcar, além de outros cultivos, restituindo parcialmente a exportação de nutrientes do solo pelos cultivos, principalmente, K, Ca e Mg, os quais são encontrados em teores mais elevados na vinhaça (Barros et al., 2010; Nascimento et al., 2017).

Os resíduos de curtume, resultantes do uso de diversos produtos químicos no processamento do couro, são gerados em grande volume, cerca de 18,7 m^3 de efluente líquido por tonelada de couro (Luersen et al., 2012; CETESB, 2015). Esses resíduos apresentam elevado potencial poluente, pois possuem elevados teores de metais pesados tóxicos, destacando-se o Cr (Hoehne et al., 2017). Como observado por Rocha et al. (2019), a aplicação de lodo de curtume compostado promoveu maior crescimento e acúmulo de N e Cr nas plantas de *Phaseolus lunatus* (Feijão-lima).

Dessa forma, os resíduos agroindustriais são considerados adubos orgânicos

eficazes, porém há a necessidade de os mesmos passarem por processos de estabilização antes do uso, como a compostagem ou vermicompostagem (Araujo et al., 2016; Rocha et al., 2019). Esses procedimentos são importantes por reduzirem os níveis de agentes microbiológicos existentes nos resíduos antes da aplicação no solo. Com relação aos metais pesados, é importante destacar que esses resíduos devem passar por um processo de biossorção. A biossorção pode ser realizada por bactérias (Pan, 2007; Zhou, 2007; Ansari e Maliki, 2007; Kang e Lee, 2007; Ziagova et al., 2007) ou fungos (Kumar, 2008; Trivedi e Patel, 2007; Chen et al., 2008; Tunali et al., 2006; Pal et al., 2006). Além disso, é importante destacar que os resíduos devem ser utilizados com base em análises laboratoriais, critérios e recomendações técnicas para o cultivo e características do solo que receberá as aplicações.

2.2 Atributos químicos, físicos e biológicos do solo

Na agricultura, o uso de resíduos orgânicos é uma prática amplamente difundida e visa aproveitar o potencial fertilizante dos dejetos de animais, resíduos vegetais e agroindustriais. Os resultados obtidos são conclusivos em apontar efeitos positivos na produtividade de grãos das culturas comerciais e maior produção de matéria seca nas culturas utilizadas como cobertura (Ceretta et al., 2005; Chantigny et al., 2008; Ciancio et al., 2014; Lourenzi et al., 2014). Isso é altamente desejável, especialmente, em solos manejados sob sistema de plantio direto, pois os resíduos das culturas são mantidos na superfície do solo, protegendo o solo contra o impacto das gotas, reduzindo o escoamento superficial e promovendo a ciclagem de nutrientes (Doneda et al., 2012; Guillou et al., 2012).

Em relação aos atributos químicos do solo, essas alterações podem ser benéficas, como no caso de aumento dos valores de pH e redução da saturação por Al, especialmente em solos mais ácidos (Ceretta et al., 2003; Adeli et al., 2008). Nesse sentido, Lourenzi et al. (2011) avaliaram o efeito de 19 aplicações das doses 0, 20, 40 e 80 m^3 ha^{-1} de dejeto líquido de suínos (DLS) em Argissolo Vermelho sob sistema plantio direto e observaram aumento dos valores de pH do solo até 8 cm de profundidade, e redução da Al, até 20 cm de profundidade, devido à migração de compostos orgânicos e, consequentemente, complexação do Al.

Os adubos orgânicos também podem aumentar a disponibilidade de nutrientes no solo, a capacidade de troca de cátions (CTC), a saturação por bases e os teores de carbono orgânico total (COT) (Adeli et al., 2008; Scherer et al., 2010). Em trabalho avaliando os atributos químicos de um Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto com uso de diferentes doses de composto orgânico elaborado com DLS e maravalha, conforme Scherer et al. (2009). Lourenzi et al. (2016) observaram incrementos nos teores de P, K, Cu, Zn, Ca, Mg, CTC, saturação por bases e matéria orgânica do solo, sendo os efeitos mais acentuados nas maiores doses do composto orgânico e nas camadas mais superficiais do solo.

Além dos atributos químicos, o uso de adubação orgânica também promove melhorias nos atributos físicos do solo, como observado por Comin et al. (2013), em

trabalho avaliando o uso de DLS e cama sobreposta de suínos (CSS) em Argissolo Vermelho sob sistema de plantio direto, após dez anos de condução do experimento. Os autores observaram incrementos na agregação do solo, na estabilidade de agregados e na porosidade, além de redução da resistência à penetração de raízes e da densidade do solo, especialmente com o uso da CSS. Neste mesmo experimento, Mergen et al. (2019a) avaliaram as vias de formação (biogênico e fisiogênico) e a estabilidade dos agregados. Esses autores observaram que a aplicação de dejetos de suínos, aumentou a formação de agregados biogênicos, enquanto no tratamento controle, sem aplicação de dejetos, prevalece a formação de agregados fisiogênicos. Com o uso da CSS, também promoveu a formação de agregados maiores, aumentando assim a proporção de macroagregados. Mergen et al. (2019b), avaliando os atributos químicos dos agregados biogênicos e fisiogênicos obtidos por Mergen et al. (2019a), observaram maiores teores de COT, N total (NT), Mg, Ca, P e K com o uso da CSS, quando comparado com o DLS e o tratamento controle, e que os agregados biogênicos favorecem o acúmulo de N, P, K, Mg e COT, quando comparados aos agregados fisiogênicos. Além disso, Londonõ (2011) diagnosticou que o uso da CSS aumentou a biomassa microbiana e a respiração basal, indicando maior atividade microbiana no solo, influenciada pelo adubo orgânico.

Além dos dejetos de animais, as plantas de cobertura também são caracterizadas como resíduos orgânicos e são muito utilizadas para a proteção física do solo, ciclagem de nutrientes e fonte de alimento para os microrganismos do solo, proporcionando inúmeros benefícios aos solos. Comin et al. (2018) avaliaram diferentes sistemas de manejo do solo e rotações de cultura, com ou sem o uso de plantas de cobertura de inverno, em cultivo de cebola, e observaram que o revolvimento periódico do solo reduz o conteúdo de COT e NT na camada superficial do solo, em comparação com os sistemas sem revolvimento. Esse efeito negativo na qualidade do solo está relacionado à redução da estabilidade dos agregados, principalmente à diminuição da quantidade de macroagregados. O uso de gramíneas, especialmente de inverno, aumenta o teor de COT na camada superficial do solo, enquanto que o maior acúmulo de NT na camada superficial é encontrado em áreas com mais espécies de plantas de cobertura em rotação ou sucessão. Esses autores observaram ainda que o não revolvimento do solo no cultivo da cebola gera alta estabilidade de agregados, com predominância de macroagregados, independentemente da sucessão ou sistema de rotação de culturas utilizado. Além disso, tratamentos sem plantas de cobertura do solo de inverno reduzem o conteúdo de COT do solo, a massa de macroagregados e aumentam a quantidade de microagregados na camada superficial do solo.

Além dos benefícios para atributos químicos e físicos do solo, as plantas de cobertura também podem provocar alterações em atributos biológicos, pois são fonte de alimento (energia ou C) para os micro-organismos do solo, regulando a população microbiana, além de formarem interações simbiônticas com bactérias fixadoras de N e fungos micorrízicos

arbusculares, entre outras. A produção de compostos orgânicos, como os compostos fenólicos, também representa importante função das plantas de cobertura, pois podem ser importantes no controle de plantas daninhas, especialmente se esses compostos apresentarem efeito alelopático. Nessa temática, Souza et al. (2019) avaliaram o efeito alelopático de compostos fenólicos produzidos pelo centeio (*Secale cereale* L.) e nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.), em cultivo solteiro ou consorciado. Os principais compostos fenólicos observados no centeio foram o 6-metoxi-2-benzoxazolinona e 2-benzoxazolinona, enquanto no nabo forrageiro foi o flavonoide quercetina. Os autores concluem que o consórcio do centeio com o nabo forrageiro é uma alternativa de manejo para o controle das plantas daninhas em sistemas agroecológicos, tanto pela barreira física exercida por essas espécies como pela presença de compostos fenólicos com potencial alelopático.

Apesar dos resíduos orgânicos proporcionarem inúmeros benefícios ao solo, conforme relatado anteriormente, alterações promovidas em atributos do solo podem não ser benéficas, especialmente para o ambiente. Isso ocorre quando há aplicação de quantidades de nutrientes acima da demanda das plantas, causando acúmulo excessivo desses elementos no solo, como observado por Lourenzi et al. (2013). Esses autores, ao avaliarem os efeitos de diferentes doses de DLS no acúmulo de nutrientes em um Argissolo Vermelho, após 19 aplicações dos dejetos, observaram que os teores de P disponível no solo apresentavam-se muito acima daqueles preconizados pela CQFS-RS/SC (2016) como adequados para a nutrição das plantas. Além do P, outros elementos também podem acumular no solo após sucessivas aplicações de adubos orgânicos, como o Cu e Zn (Girotto et al., 2010; Mattias et al., 2010), e potencializar as transferências desses elementos para mananciais hídricos, por escoamento superficial e/ou percolação (Ceretta et al., 2010; Girotto et al., 2013; Lourenzi et al., 2015), causando contaminação ambiental. Os impactos ambientais causados pelo uso de adubos orgânicos não se restringem somente ao solo e aos mananciais hídricos, atingindo também a atmosfera através da volatilização de amônia (NH_3), como observado por Basso et al. (2004). Esses resultados evidenciam que o uso de adubos orgânicos de forma indiscriminada e sem o uso de critérios adequados para o estabelecimento das doses a serem aplicadas, potencializa problemas ambientais.

2.3 Aspectos ambientais do uso de resíduos orgânicos na agricultura

A utilização de resíduos orgânicos na agricultura é uma alternativa para o fornecimento de N às plantas, uma vez que esses materiais geralmente apresentam elevadas concentrações deste nutriente. Contudo, geralmente essas aplicações são realizadas sem levar em consideração critérios técnicos de fornecimento de nutrientes, o que pode elevar os teores de alguns nutrientes no solo acima da demanda das culturas e da capacidade de armazenamento do solo, aumentando o potencial poluente desses resíduos. Nesse sentido, após sucessivas aplicações em superfície de DLS em Argissolo, sob sistema plantio direto no sul do Brasil, Lourenzi et al. (2013) observaram incrementos

nos teores totais de N, especialmente nas camadas superficiais do solo. Portanto, as aplicações de resíduos orgânicos resultam em aumento dos teores de N no solo, que pode ser encontrado em formas orgânicas ou minerais, como o amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) no solo, o que melhora a disponibilidade do nutriente às plantas.

Contudo, especialmente o NO_3^- apresenta grande mobilidade no solo, pois não forma ligações com o complexo de troca iônica do solo (Epstein e Bloom, 2006), o que facilita a lixiviação deste ânion no solo. Isto fica evidente no estudo realizado por Girotto et al. (2013) que, com a aplicação das doses de 20, 40 e 80 m³ ha^{-1} de DLS em Argissolo, observaram transferências por lixiviação de 22,5, 24,6 e 19,4 kg ha^{-1} de NO_3^-, respectivamente, ao longo de cinco anos de avaliação. Essas quantidades representam 3,43%, 1,97% e 0,71% do total de N aplicado via dejeto nas doses de 20, 40 e 80 m^3 ha^{-1}, respectivamente, e indicam que pode ocorrer contaminação de águas subsuperficiais em áreas que recebem aplicações de resíduos orgânicos.

Além disso, o N também pode apresentar perdas significativas por escoamento superficial, o que provoca a diminuição da fertilidade do solo e a eutrofização de mananciais hídricos, junto com o P (García-Díaz et al., 2017). Em um estudo com a aplicação de 80 m³ ha^{-1} de DLS ao longo de cinco anos, Ceretta et al. (2010) observaram transferências por escoamento superficial de 33 kg ha^{-1} de NO_3^-, o que corresponde a uma média de transferência de 5,5 kg ha^{-1} ano^{-1} e evidencia o potencial contaminante do N, também através das transferências por escoamento superficial.

Além do N, o P é um dos elementos químicos encontrados em grandes quantidades nos resíduos orgânicos, sendo essencial para as plantas por estar envolvido em inúmeros processos fisiológicos. Este nutriente aplicado, via resíduos no solo, tende a ficar adsorvido às partículas reativas da fração coloidal, especialmente aos óxidos de Fe e Al. Porém, quando essas aplicações são realizadas sucessivamente, sem critérios técnicos e acima da exportação pelas culturas, pode ocorrer o seu acúmulo e aumento nos teores de P do solo (Ceretta et al., 2010; Lourenzi et al., 2016; Tiecher et al., 2017). Isto aumenta significativamente a probabilidade de transferência de P para os mananciais hídricos (Lourenzi et al., 2015), os quais podem causar a proliferação de algas e, consequentemente, a eutrofização desses mananciais.

As transferências de P dos solos para os cursos d’água podem ocorrer por escoamento superficial e lixiviação, tanto em formas inorgânicas (Napoli et al., 2017), como em formas orgânicas (Ramos et al., 2015). As transferências de P por escoamento superficial em áreas com aplicação de resíduos orgânicos, como o DLS, por exemplo, podem chegar a 20,5 kg ha^{-1} ano^{-1}, o que corresponde a cerca de 9% do total de P aplicado anualmente (Lourenzi et al., 2015). Perdas de P por escoamento superficial, geralmente, estão relacionadas com as quantidades de P aplicadas via resíduos orgânicos (Ceretta et al., 2010) e são maiores em solos mais declivosos e com maiores teores de argila (Dall’Orsoletta, 2018).

Perdas de P por lixiviação são menores, quando comparadas ao escoamento superficial, principalmente em função das características químicas do P, que se caracteriza por ser um elemento pouco móvel no solo. Mesmo assim, Girotto et al. (2013) observaram lixiviação de 0,02% do P aplicado em solo com histórico de aplicações de DLS. Embora este seja um percentual baixo, fica evidente a movimentação de formas orgânicas de P, as quais apresentam baixa interação com óxidos de Fe ou Al e, por isso, são móveis mesmo em solos com alta capacidade de fixação de P. Este movimento também pode estar aliado à saturação dos sítios adsortivos na superfície do solo, com a migração do elemento em profundidade e a possibilidade de contaminação de águas subterrâneas por P (Lourenzi et al., 2013). Cabe ressaltar que as transferências de P por lixiviação geralmente são maiores em solos com menores teores de argila, devido ao menor número de sítios adsortivos nos coloides e ao maior fluxo vertical de água.

Em função do elevado potencial poluente do P, especialmente em regiões nas quais o uso de resíduos orgânicos em áreas agrícolas é expressivo, algumas agências ambientais estabelecem limites críticos de P no solo, acima dos quais há elevado risco de contaminação ambiental (Gatiboni et al., 2015). Para o estabelecimento desses valores são considerados vários fatores como: teores de P no solo, forma de aplicação dos resíduos orgânicos (superficial ou incorporado), textura do solo, declividade do solo e proximidade dos recursos aquáticos (Sharpley et al., 2003). Em solos do Sul do Brasil, por exemplo, o limite crítico ambiental para o P (LCA-P) foi estabelecido relacionando o teor de argila do solo e a quantidade de P extraído por Mehlich-1, onde o LCA-P é definido pelo teor de argila (%) + 40% (Gatiboni et al., 2015). Por exemplo, se um determinado solo apresenta 35% de argila, o LCA-P desse solo será de 75 mg kg^{-1}, ou seja, sempre que os teores de P extraído por Mehlich-1 desse solo estiverem abaixo desse valor há baixo risco de contaminação ambiental.

Desta forma, com o intuito de reduzir a probabilidade de contaminação do solo e da água com N e P, bem como alcançar o adequado desenvolvimento das culturas, a recomendação da adubação nitrogenada e fosfatada deve ser embasada no monitoramento dos teores desses nutrientes no solo e a expectativa de produtividade, através de critérios técnico-científicos pré-estabelecidos pelos sistemas de recomendação de adubação das mais diversas regiões do Brasil.

Embora presentes em menores quantidades em relação aos macronutrientes, alguns micronutrientes e outros metais pesados também estão presentes em concentrações importantes nos resíduos orgânicos. Os principais elementos observados nesses resíduos são o Cu e o Zn, os quais advêm das rações consumidas pelos animais, no caso de resíduos orgânicos oriundos da atividade pecuária (Girotto et al., 2010; Tiecher et al., 2013; Benedet et al., 2019). Contudo, além do Cu e do Zn, os dejetos de animais podem conter ainda quantidades significativas de outros elementos, como Mn, Pb e Ni (Mattias et al., 2010). Assim, após sucessivas aplicações de resíduos orgânicos na mesma área, pode

acontecer o acúmulo desses metais no solo. Inicialmente, os metais adicionados ao solo são adsorvidos aos grupos funcionais de partículas reativas com maior atração por estes elementos, o que confere alta energia de ligação e baixa disponibilidade. Porém, com as sucessivas aplicações e saturação de parte destes sítios, esses íons são adsorvidos com menor energia de ligação, podendo haver maior liberação para a solução do solo, aumentando o risco de contaminação (Tiecher et al., 2013; De Conti et al., 2018).

O aumento da biodisponibilidade de metais no solo resulta em aumento da absorção desses elementos pelas plantas cultivadas nesses ambientes, podendo inclusive ocasionar fitotoxidez (Tiecher et al., 2013; Benedet et al., 2019). Dentre os principais sintomas visíveis apresentados pelas plantas, estão a redução do crescimento, encurtamento e engrossamento do sistema radicular e amarelecimento das folhas (Tiecher et al., 2018). Uma forma eficiente de reduzir a absorção de metais pesados pelas plantas em solos ácidos, como a maioria dos solos brasileiros, é a aplicação de calcário para a elevação do pH do solo (Ambrosini et al., 2015). Isso aumenta a desprotonação dos grupos funcionais dos argilominerais e matéria orgânica, aumentando a CTC do solo e, consequentemente, a retenção de metais catiônicos, o que reduz a concentração dos mesmos em solução, mitigando o potencial de transferência por escoamento superficial e lixiviação.

Outras fontes de contaminação oriunda dos resíduos orgânicos usados na agricultura são os compostos utilizados com fins medicinais em humanos e animais, especialmente hormônios e antibióticos. Mesmo utilizados em pequenas doses, parte dessas moléculas e/ou seus metabólitos são excretados na urina e fezes de humanos e animais, pois essas substâncias não são completamente metabolizadas pelos organismos e podem causar impactos negativos nos organismos terrestres e aquáticos (Bastos et al., 2017). Além disso, diversos patógenos estão presentes nos resíduos orgânicos e possuem potencial de contaminar a água, o solo e o ar, principalmente quando esses resíduos não passam por tratamentos que levem a estabilização. Os principais patógenos que podem afetar a qualidade da água para os seres humanos são vírus, bactérias e protozoários. Diversos tipos de bactérias têm sido utilizadas como indicadoras da qualidade da água, tais como coliformes totais, coliformes fecais, enterococos total e *Escherichia coli* (Capoane et al., 2017). Esta última espécie bacteriana tem sido bastante utilizada como indicador da contaminação de origem fecal na água e pode ser um importante bioindicador em áreas destinadas ao descarte de resíduos orgânicos.

2.4 Resíduos orgânicos e a sanidade de plantas

Mecanismos relacionados à sanidade de plantas como, por exemplo, a resistência ou tolerância a pragas e doenças, apesar de serem controlados geneticamente, sofrem forte influência de fatores ambientais, diretos ou indiretos. Estes fatores podem ser atmosféricos, como a radiação solar, precipitação pluvial, temperatura e umidade relativa; ou edáficos,

como a disponibilidade de nutrientes, estrutura do solo, disponibilidade de água, entre outros. A nutrição está dentre os fatores manipuláveis pelo homem, seja diretamente via fornecimento de nutrientes; ou indiretamente, por meio da criação de condições adequadas de desenvolvimento, redução de estresses indesejáveis. A nutrição desbalanceada pode desencadear inúmeros transtornos às plantas, desde a redução do ritmo de desenvolvimento até o aumento na incidência de pragas e doenças (Cakmak et al., 1995; Huber et al., 2012).

De acordo com os critérios técnicos, o uso de dejetos animais pode contribuir para a ciclagem de nutrientes e redução de impactos ambientais associados, além de ser importante alternativa para o incremento dos teores de matéria orgânica e nutrientes nos solos (Gatiboni et al., 2008), contribuindo para a melhoria da sanidade dos cultivos. O teor de matéria orgânica do solo pode ser considerado um dos principais indicadores de qualidade ambiental (Vezzani e Mielniczuk, 2009), fazendo com que a adição de resíduos orgânicos oriundos da produção animal contribua diretamente para o incremento dos seus teores em solos, proporcionando melhoria dos atributos físicos, químicos ou biológicos do solo (Comin et al., 2013; Lourenzi et al*.,* 2011; Morales et al., 2016).

A adição de resíduos orgânicos ao solo também promove interações benéficas entre micro-organismos e plantas como, por exemplo, os compostos liberados pela decomposição da matéria orgânica, que podem ter ação complementar àquela dos exsudatos radiculares, mantendo uma concentração constante de flavonoides e nutrientes minerais na rizosfera, contribuindo, por exemplo, para o estabelecimento de associações micorrízicas (Dakora e Phillips, 2002). Em resultados obtidos para a cultura do mamoeiro por Trindade et al. (2000), foi constatado que a aplicação de 10% de esterco bovino ao substrato (v/v), associado à inoculação de *Glomus etunicatum* promoveu a formação de mudas sadias para o plantio em campo. Além disso, o crescimento e a reprodução das plantas cultivadas são influenciados pela presença de substâncias húmicas no solo, que podem ser adicionadas via resíduos vegetais ou resíduos da produção animal. Correlações positivas, entre o conteúdo de substâncias húmicas, rendimento e qualidade fisiológica e nutricional dos alimentos vêm sendo reportadas na literatura como, por exemplo, as ativações tanto da membrana plasmática quanto das bombas vacuolares, que são moduladas por substâncias húmicas que desencadeiam assinaturas de íons relacionadas a padrões específicos de crescimento e desenvolvimento de plantas (Zandonadi et al., 2013; Zandonadi et al., 2014).

O uso de resíduos orgânicos pode auxiliar no controle de patógenos de solo, especialmente, quando aplicados em conjunto com outras práticas de manejo e considerando uma abordagem de sistema. Nesse caso, o objetivo é manter o solo estável e resiliente, além de promover a autorregularão e auto equilíbrio do agroecossistema. Essa abordagem é muito interessante no caso da agricultura orgânica, em que o uso de resíduos orgânicos, em combinação com a cobertura morta e outras práticas culturais, é eficaz contra muitos patógenos do solo (EU-CHINA LEVER FOR IPM DEMONSTRATION,

2018). Entretanto, efeitos adversos também são reportados, como, por exemplo, a adição de metais de transição ao solo, como é o caso do Cu e Zn, via dejetos suínos (Girotto et al., 2010; Tiecher et al., 2013; Couto et al., 2016).

Outro fenômeno é a elevação do pH e o excesso de alguns nutrientes no solo, como o K e o P, fatores que podem indisponibilizar e/ou dificultar a absorção de outros nutrientes como o Ca, Mg, Cu, Mn e Zn (Marshner, 1995). Também pode ocorrer salinização temporária do solo e elevada disponibilidade de nutrientes, como Na e K, pela aplicação de resíduos animais no sulco de plantio, que ocasionam menor absorção de outros nutrientes como Ca, B, Zn, Cu, Mg, Mn e Fe, colaborando para alterações na permeabilidade da membrana plasmática, maximizando as condições de estresse e contribuindo para o aparecimento de pragas e doenças (Marshner, 1995; Fayad et al., 2019). Esse efeito é demonstrado em diversos trabalhos como, por exemplo, o desenvolvido por Cakmak et al. (1995) que avaliaram os efeitos fisiológicos da deficiência de B em plantas. Os autores verificaram que a deficiência de B provoca o extravasamento de íons K e de solutos orgânicos do interior das células, pois aparentemente este elemento tem papel estrutural crítico na membrana plasmática pela sua habilidade em se ligar com compostos da membrana contendo grupos cis-diol, tais como glicoproteínas e glicolipídeos.

Alguns efeitos diretos da adição de resíduos orgânicos ao solo podem ser atribuídos às substâncias húmicas. Essas substâncias promovem alterações diretamente no metabolismo, como, por exemplo, alterações nas membranas e em vários componentes citoplasmáticos das células vegetais (Pettit, 2004). Uma das melhorias bioquímicas no metabolismo das plantas influenciadas diretamente pelas substâncias húmicas é a absorção dos macronutrientes primários, como o N, P e K (Vaughan e MacDonald, 1971).

Alguns nutrientes são essenciais para a resistência das plantas a pragas e doenças, e dependem de mecanismos específicos de absorção. Por exemplo, à noite, quando as plantas cessam o processo de transpiração, ocorre a entrada de água via concentração de sais (que é elevada no interior da célula). Desta forma, são absorvidos Ca e B, que são imóveis via absorção xilemática (fase clara da fotossíntese). Esse fenômeno gera a gutação e é muito importante para a absorção desses dois nutrientes. O Ca é essencial para a estabilidade da parede celular e, portanto, a sua deficiência aumenta o efluxo de compostos de baixo peso molecular (por exemplo, açúcares) do citoplasma para o apoplasma. Além disso, o Ca inibe a ação das enzimas pectolíticas produzidas por fungos e bactérias fitopatogênicos, como a poligalacturase, que dissolve a lamela média, sendo um importante mecanismo de defesa ao ataque desses organismos (Huber et al., 2012). Outros exemplos são Si e o Mn, que desempenham papéis importantes na reação de defesa à infecção ou ataque. Esses elementos promovem o amadurecimento e a lignificação das células epidérmicas, formando uma barreira física contra a entrada de fungos (Marschner, 1995).

De maneira geral, para serem bem nutridas, as plantas dependem de condições

de cultivos ótimas, ou seja, de um solo com qualidade – entendida como um processo ecológico que atende três pilares: a produtividade, a saúde e a qualidade de todos os componentes do ambiente (Vezzani et al., 2019), com características físicas, químicas e biológicas adequadas para o seu desenvolvimento radicular e, consequentemente, da parte aérea. Este ambiente deve fornecer água e nutrientes de maneira equilibrada, além de possuir rica flora e fauna microbiológica, que contribuem para os mecanismos de exsudação radicular, produção de mucilagens, mucigel, entre outras defesas (Dakora e Phillips, 2002). Sistemas de cultivo, com menores variações de temperatura, propiciam uma entrada mais lenta de nutrientes e, consequentemente, sua melhor alocação nos tecidos, reduzindo a possibilidade de má formação de tecidos (ácidos poligalacturônicos instabilizados, por exemplo) e susceptíveis ao ataque de doenças (Marschner, 1995). Os ácidos poligalacturônicos são requeridos pela lamela média para promover a estabilização da parede celular (Huber et al., 2012). A maioria das deficiências decorre não por falta de nutrientes e sim por falta de condições ótimas para a absorção e assimilação destes.

Em sistemas em que ocorre a adubação via fosfatos naturais, esse mecanismo também apresenta grande importância, pois os nutrientes se encontram na matriz cristalina do “pó de rocha”, sendo necessária à sua solubilização e disponibilização na solução do solo, majoritariamente, por dissolução ácida. A disponibilização de Fe (Fe^{3+}) também pode ocorrer via fitosideróforos, através da complexação de compostos inorgânicos, contendo este metal, especialmente em gramíneas, mediando inclusive o transporte desses quelatos via membrana celular (Marshner, 1995). Os ácidos orgânicos, a partir da exsudação radicular, podem solubilizar Ca, Fe, Al e fosfatos indisponíveis para a solução do solo (Dakora e Phillips, 2002). Outro mecanismo importante é a resposta das raízes quanto às formas de N presentes no solo. As variações, nas concentrações de íon amônio (NH_4^+) em detrimento do íon nitrato (NO_3^-), geram respostas fisiológicas nas plantas, provocando a alteração do pH rizosférico (Macedo e Neto, 2017).

A dinâmica de decomposição e liberação dos nutrientes oriundos dos resíduos orgânicos é lenta, o que permite a redução das perdas e, consequentemente, melhor aproveitamento dos nutrientes pelos cultivos. Outro ponto é o incremento da população de organismos presentes no solo, como minhocas, insetos, fungos e bactérias benéficas ao solo (Canellas et al., 2005). A maior concentração de microrganismos no solo é encontrada na rizosfera, devido aos exsudatos radiculares, como açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, lipídios, vitaminas, proteínas, enzimas, entre outros (Tremacoldi, 2006). Esses microrganismos podem ser úteis às plantas mediante processos simbiônticos ou mesmo pela mineralização dos resíduos. Moléculas orgânicas e compostos inorgânicos, oriundos da simbiose entre plantas e microrganismos do solo ou do metabolismo direto das plantas constituem um importante mecanismo de absorção e assimilação de nutrientes presentes no solo, tanto aqueles da matriz cristalina (solubilização) quanto os solúveis na solução do

solo (absorção) (Dakora e Phillips, 2002).

Plantas cultivadas em solos sob adição adequada de resíduos orgânicos podem ser menos susceptíveis à estresse, por conta da sua sanidade, apresentar rendimentos mais altos, além de melhor qualidade nutricional quando comparadas às plantas cultivadas sob adubação mineral (Pettit, 2004). Além disso, as substâncias húmicas disponibilizadas pelos resíduos orgânicos fornecem energia para os micro-organismos benéficos do solo, na forma de C e demais nutrientes. A energia liberada pela da quebra das ligações químicas desses compostos fornece substrato para várias reações metabólicas desses microrganismos, influenciando direta e indiretamente na saúde das plantas. Um exemplo de influência indireta é o fato que algumas bactérias liberam polissacarídeos complexos que auxiliam nos processos de agregação do solo, melhorando a estrutura do solo e, consequentemente, contribuindo para os processos de troca gasosa na interface solo-planta-atmosfera. A degradação ou inativação de substâncias tóxicas, como nicotina, aflatoxinas e antibióticos, é mediada por substâncias húmicas. A longo prazo, a adição de dejetos animais contribui para a formação de macroagregados mais estáveis no solo, promovendo a formação de “hot-spots” de biodiversidade microbiana (Aoyama et al., 2000). Essas propriedades, que contribuem para a formação de agregados mais estáveis, auxiliam na manutenção da uniformidade da temperatura do solo, em especial, em épocas de estresses térmicos, como por exemplo em invernos ou verões rigorosos. Outro efeito importante das substâncias húmicas adicionadas via resíduos orgânicos, é a estabilização da temperatura do solo, bem com a redução da taxa de evaporação de água, o que também contribuiu para o aumento de cargas no solo através da dissociação de íons H^+ presentes nos grupos funcionais dessas substâncias (Conceição et al., 2005; Doran e Zeiss, 2000; Franzluebbers, 2002; Vezzani et al., 2008).

Em revisão sobre o uso do composto orgânico no manejo de fitopatógenos de solo, Patil et al. (2018) apontam que as propriedades supressoras de doenças dos diferentes tipos de composto orgânico dependem de vários fatores do solo, entre eles: atividade e dinâmica populacional microbiana, concentrações de nutrientes, umidade e outros fatores físicos (aeração, porosidade) e químicos (absorção de nutrientes) associados. Entretanto, para os autores, o principal fator no controle de doenças de plantas está relacionado aos níveis elevados de atividade microbiana nos compostos orgânicos adicionados ao solo. Zang et al. (1998) verificaram que as misturas de compostos orgânicos dão suporte a altas populações de microrganismoss importantes para a indução de resistência sistêmica adquirida (SAR) em plantas. Os autores sugerem que a resistência induzida a doenças em plantas cultivadas com composto resulta de interações específicas entre microrganismose a planta. Mas os mecanismos moleculares responsáveis pela resistência permanecem desconhecidos.

O composto atua como fonte de alimento e abrigo tanto para os microrganismos antagonistas que competem com patógenos vegetais ou que os parasitam quanto para

os microrganismos benéficos que produzem antibióticos e os que induzem resistência em plantas; os macrorganismos, como minhocas, hospedam microrganismos no intestino e os alimentam através do muco, mas também favorecem propriedades físicas como porosidade e a estabilidade de agregados biogênicos do solo. As características químicas dos coprólitos, como disponibilidade de nutrientes para plantas, substâncias para o crescimento de plantas etc., são alteradas em comparação ao material que foi ingerido (EU-CHINA For IPM Demonstration, 2018).

De acordo com a definição geralmente aceita, o antagonismo microbiano inclui como categorias separadas, competição, antibiose, parasitismo e predação, sendo que antibiose, parasitismo e predação também podem ser considerados como mecanismos de competição (Lockwood, 1988). A supressão de uma doença específica está relacionada a um grupo específico de microrganismos que antagonizam o patógeno. Esse grupo pode incluir espécies de *Fusarium* não patogênico e *Pseudomonas fluorescens*. O controle biológico de *Rhizoctonia solani* por um grupo restrito de microrganismos antagônicos é descrito como supressão específica (Patil et al., 2018). Já segundo Epa (1997), o controle de doenças de plantas, com o uso de composto orgânico, tem sido atribuído a quatro possíveis mecanismos: competição bem-sucedida de nutrientes por microrganismos benéficos; produção de antibióticos por microrganismos benéficos; predação bem-sucedida contra patógenos por microrganismos benéficos; e ativação de genes resistentes a doenças em plantas por compostos.

Em um trabalho de revisão de literatura, abordando 250 artigos científicos, com 2423 estudos sobre a aplicação de resíduos orgânicos para diminuir a incidência de doenças de plantas causadas por patógenos de solo, Bonanomi et al. (2007) constataram que o efeito dos resíduos orgânicos foi considerado supressivo em 45% dos casos, não significativo em 35% e causou aumento significativo da incidência de doenças em 20% dos casos. Em relação ao efeito dos materiais, o composto foi eficiente em mais de 50% dos casos, enquanto o efeito dos resíduos de culturas foi mais variável, com efeito supressivo em 45% dos casos, mas aumentou as doenças em 28%. A turfa foi o resíduo com menor efeito supressor em apenas 4% dos experimentos. A capacidade dos resíduos orgânicos de suprimir as doenças foi variável conforme o patógeno. Para *Verticillium*, *Thielaviopsis*, *Fusarium* e *Phytophthora*, foi observado efeito supressivo em mais de 50% dos casos, enquanto para *Rizoctonia solani* foi alcançado em apenas em 26% dos casos.

Em experimento de casa de vegetação com duas variedades crioulas e dois híbridos de milho, utilizando resíduos orgânicos (adubo verde de ervilhaca, aveia ou colza; esterco bovino; composto orgânico), Aguilar et al. (2016) verificaram que a colonização das raízes com fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) foi reduzida com o adubo verde de colza. A infecção pelos patógenos radiculares *Pythium* e *Polymyxa* foi reduzida por todos os resíduos orgânicos, enquanto a infecção por *Microdochium* aumentou com a maioria deles. Em suma, tanto o genótipo de milho quanto os resíduos orgânicos afetam a abundância de

FMAs e os patógenos radiculares no milho.

O uso de diferentes resíduos orgânicos, como resíduo de café, esterco bovino, vermicomposto e esterco caprino, apresentou efeitos supressivos da podridão radicular da mandioca causado por *Fusarium solani*, com os melhores resultados para o resíduo de café e esterco bovino, que reduziram a severidade da doença em 98,7% e 96,6%, respectivamente, em relação ao controle. A estrutura da comunidade microbiana do solo foi alterada pela incorporação de resíduos orgânicos, em especial, a população de fungos totais e bactérias Gram-negativas. O quociente microbiano, fosfatases alcalina e ácida foram positivamente associados à severidade da doença, enquanto o biomarcador a-15:0, o teor de COT e Mg foram negativamente associados (Silva et al., 2017).

A eficácia de filtrado fúngico de *Trichoderma harzianum*, *Bacillus thuringiensis*, NPK, nematicida químico oxamil e cama de aves, isolados ou combinados, foram testados no controle do nematoide da raiz *Meloidogyne incognita* e na podridão radicular da berinjela cv. Baladi. O melhor efeito como agente biosupressor do nematoide e da podridão da raiz foi obtido com tratamento isolado de cama de aves, embora o nematicida químico também produziu redução significativa. A combinação de cama de aves com o *T. harzianum* reduziu significativamente as galhas radiculares, a massa de ovos e a incidência de podridão radicular (infecção da doença, gravidade e contagens), acompanhado de melhoria no rendimento da berinjela. O tratamento NPK isolado propiciou o maior rendimento de berinjela, seguido, em geral, dos tratamentos combinados (Osman et al., 2018).

Em trabalho com o uso de composto orgânico, obtido com substrato de esterco de aves e bovinos, nas proporções de 5%, 10% e 20% de composto/solo (v/v), Millner et al. (2013) avaliaram os efeitos supressores na incidência de *Phythophthora fragariae* e podridão negra, causada por um complexo de fungos (*Rhizoctonia fragariae*, *Pythium*, *Cylindrocarpon*, e possivelmente *Fusarium*), na cultura do morangueiro (*Fragaria x ananassa* Duch.). Os autores verificaram efeito significativo, com maior controle da *Phythophtorhora fragariae* em especial na menor dose (5%), para os dois compostos testados. Já a dose de 20% apresentou maiores concentrações de sais solúveis, o que acarretou em maior incidência da doença, resultado semelhante ao solo sem adição de composto, o que indica que doses maiores podem ser maléficas para a sanidade das plantas. Em contraste com a *Phythophtorhora fragaria*e, a podridão negra apresentou intensidade moderada em todos os tratamentos que utilizaram composto, não apresentando efeitos conclusivos sobre o uso do composto.

A produção de ambientes que proporcionem as melhores condições para o desenvolvimento das espécies vegetais é fundamental. O equilíbrio entre os componentes físicos, químicos e biológicos do solo gerou um conjunto de condições adequadas para o desenvolvimento de microrganismos benéficos, adaptados às condições de cultivo, resultando em um ambiente com o mínimo de estresse possível, adequado ao desenvolvimento das plantas. O uso de resíduos orgânicos, visando a sanidade de plantas, tanto em aspectos

nutricionais como em relação ao controle de patógenos, pode constituir uma alternativa ecologicamente correta ao uso de fertilizantes minerais, além de poder contribuir para a redução do uso de agrotóxicos para o controle químico de pragas e doenças.

2.5 Resíduos orgânicos para produção de biochar: efeitos em atributos edáficos

A grande produção de resíduos orgânicos em regiões, nas quais a atividade pecuária é intensa, pode trazer como consequências o acúmulo de nutrientes nos solos acima da capacidade agronômica e dos limites críticos ambientais, gerando impactos ambientais indesejáveis (Aita et al., 2014). Portanto, o transporte desses dejetos ricos, em nutrientes para locais com maior demanda, é uma questão a ser levada em consideração para a sustentabilidade do sistema. Sendo assim, seria interessante a concentração dos nutrientes desses dejetos em um "produto" que diminua os custos e riscos sanitários do transporte, facilitando a exportação dessa matéria-prima. Este produto pode ser o biochar, ou também denominado de biocarvão.

A transformação de resíduos orgânicos rurais e urbanos em biochar, através da pirólise para posterior aplicação no solo, vem cada vez mais sendo estudada, especialmente devido o biochar ser um dos principais componentes da "Terra Preta de Índio", um solo antropogênico fértil de regiões amazônicas (Joseph, 2009). O biochar é um material rico em C, produzido a partir do processo de pirólise de materiais orgânicos, que consiste na queima de biomassa em temperaturas geralmente entre 300 e 700 ºC e mais frequentemente em torno de 400ºC, na ausência ou baixa disponibilidade de O_2 (IBI, 2015). De maneira geral, para a produção do biocarvão, tem-se dois tipos de pirólise, que são definidos conforme a taxa de aumento de temperatura e o tempo de residência em que a biomassa é submetida ao processo de pirólise. A pirólise lenta ocorre com aumento lento da temperatura (0,1-1 ºC/s), com tempo de residência de minutos a dias. Já a pirólise rápida ocorre com elevação rápida da temperatura (10-200 ºC/s) e um curto tempo de residência, entre décimos de segundos e minutos (Joseph, 2009; Zhang et al., 2019). Segundo Ringer et al. (2006), a pirólise lenta proporciona rendimento de até 35% do biochar; e Wright et al. (2008) relatam que na pirólise rápida ocorrem rendimentos de cerca de 15% de biochar.

A produção de biochar, a partir destes resíduos de animais, assim como de resíduos florestais e do lodo de esgoto, pode servir como estratégia para gestão destes resíduos. Parte do biochar derivado deste processo, pode ser aplicado ao solo, podendo aumentar a fertilidade e melhorar as características físicas e biológicas. Isso reflete direta e indiretamente no desenvolvimento e rendimento das culturas e, consequentemente, no sequestro de C. A outra parte do biochar pode ser adicionada a um sistema de digestão anaeróbica, aumentando a produção de biogás. Essa estratégia permite a integração de produção de energia mais limpa, redução de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) e melhoria de atributos do solo (Wang et al., 2018).

As características do biochar dependem, geralmente, do seu material de origem e do processo de pirólise. Materiais de origem animal, como dejetos, tendem a ter maior pH em comparação àqueles advindos de material vegetal, assim como maior quantidade de nutrientes, como N, P, K, S, Ca e Mg, devido à sua constituição química inicial, e maior capacidade de troca catiônica, porém com menor quantidade de C (Singh et al., 2010). O biochar, em função de sua capacidade de aumentar a CTC do solo, pode ser usado juntamente aos fertilizantes químicos, podendo reduzir a quantidade dos adubos solúveis, ou então como condicionador de solos, especialmente em solos intemperizados e de baixa fertilidade natural (Petter e Madari, 2012).

Estudos mostram que o uso do biochar no solo favorece a maior capacidade de retenção de água, melhora a estabilidade dos agregados, aumenta porosidade e taxa de infiltração de água (Glaser et al., 2002; Verheijen et al., 2010; Liu et al., 2016), aumenta o pH e a CTC do solo (Lehmann et al., 2007), fornece nutrientes direta e indiretamente para as plantas (Chan et al., 2008), aumenta a saturação por bases (Schulz e Glaser, 2012), aumenta a disponibilidade de P (Yamato et al., 2006), além de favorecer interações do solo com a microfauna (Ruivo et al., 2009).

Os efeitos no solo, porém, variam conforme as características dos solos e do biochar. Vários estudos relatam o potencial do biochar na melhoria da capacidade de retenção de água no solo. Na Tabela 3, há uma síntese dos principais resultados de alguns estudos que testaram o efeito do biochar na capacidade de retenção de água de solos com diferentes texturas. Além disso, observa-se também os diferentes tipos de biochar, provenientes de diferentes materiais de origem e as diferentes taxas de aplicação no solo. Em solos arenosos, os efeitos positivos foram observados em quase todos os estudos, enquanto em solos argilosos os efeitos nulos (zero) foram relatados com maior frequência. Os efeitos positivos foram geralmente relacionados à alta área superficial específica, devido à estrutura porosa do biochar, que favorece a retenção de água no solo (Tabela 3).

Em relação aos riscos biológicos, resíduos orgânicos rurais contém patógenos e precisam de uma higienização adequada para sua utilização no ambiente (Fongaro, 2016). No estudo realizado por Zhou et al. (2019), os autores investigaram a redução da disseminação de genes de resistência a antibióticos (ARGs) e elementos genéticos móveis (MGEs) de biochar de dejetos suínos compostado em comparação com o processo de compostagem. Os resultados mostraram que os solos tratados com biochar apresentaram presença significativamente menor de ARGs e MGEs em comparação aos solos com composto proveniente de compostagem, mostrando que a disseminação de ARGs de resíduos animais para o meio ambiente pode ser efetivamente mitigada pela conversão de dejetos de suínos em biochar. O total de ARGs nos solos tratados com biocarvão foi semelhante à dos solos controle durante o cultivo.

Além dos genes, a compostagem de digestato, ou resíduos orgânicos com biochar,

leva a diminuição nas emissões de CH_4 e N_2O em comparação com a compostagem de dejetos (Vu et al., 2015). Glaser et al. (2015) verificaram que a adição de 10 Mg ha^{-1} de biochar no composto levou a aumento de 26% na produtividade de milho quando comparado ao composto puro. Outros benefícios do processo de pirólise estão na eliminação de pesticidas, contaminantes químicos farmacêuticos e outros orgânicos, e a remoção de sementes de ervas daninhas e microrganismos indesejados nos resíduos, tais como patógenos humanos e vegetais (Navia et al., 2010).

Referência[(1)]	**Mat. p/ produção biochar**	**ASE**	**Taxa**[(2)]	**Textura**	**Local**	**RAS**
		m^2g^{-1}	% (m/m)			
Abel et al. (2013)	Milho, silagem de milho, madeira de faia	nd	1; 2,5; 5	argiloarenosa	C/L	+
Asai et al. (2009)	Madeira	nd	0,3; 0,6; 1,2	argiloarenosa	L	+
Basso et al. (2013)	Carvalho vermelho	nd	3; 6	francoarenosa	L	+
Chen et al. (2010)	Bagaço de cana e efluente agrícola	nd	3; 1	muito argilosa	C	+
Dempster et al. (2012)	Eucalyptus	273	1,8	areia	L	+
Devereux et al. (2012)	Madeira	nd	1,5; 2,5; 5	areia franca	L	+
Fellet et al. (2011)	Resíduos de poda	141	1; 5; 10	argilosa	L	+
Ibrahim et al. (2013)	Madeira	nd	0,5; 1; 1,5; 2	francoarenosa	L	+
Jones et al. (2010)	Resíduos verdes	nd	2,4; 4,6	areia	L	+
Karhu et al. (2011)	Madeira de lei	3,6	0,3	francossiltosa	C	0
Laird et al. (2010)	Madeira	130-153	0,5; 1; 2	francoargilosa	L	+
Lei e Zhang, (2013)	Dejetos bovinos e maravalha	14-124	5	franca	L	+
Liu et al. (2012)	Resíduos comerciais	nd	0,3; 0,6; 1,2[(3)]	areia franca	C	+
Pereira et al. (2012)	Madeira	nd	6; 12; 24	areia	L	+
Ulyett et al. (2014)	Madeira	nd	3	francoarenosa	L	+
Uzoma et al. (2011)	Dejetos de vaca	nd	0,4; 0,7; 0.9	areia	C	+
Zheng et al. (2013)	Gramíneas	2,84	1; 2; 5	francossiltosa	L	+

Tabela 3. Efeito do biochar na capacidade de retenção de água no solo (RAS) sob diferentes classes texturais e condições experimentais

ASE: área superficial específica do biocarvão; L: laboratório; C: condições de campo; - e +: efeito negativo e positivo do biocarvão, respectivamente; 0: sem efeito; nd: não determinado. [(1)] Todos os estudos incluíram um tratamento controle, solo sem biochar. [(2)] Taxa de aplicação de biochar transformada em massa seca (p/p) considerando uma densidade do solo de 1,3 kg dm^{-3} para solos argilosos e siltosos; e 1,6 kg dm^{-3} para solos arenosos em profundidade de 10 cm (quando não especificado). [(3)] Porcentagens de taxa em uma base de volume (v/v).

Fonte: Adaptado de Novotny et al. (2015).

Há estudos que relatam que a aplicação de biochar pode alterar a abundância e funcionamento de fungos micorrízicos e servir como refúgio para os microrganismos nos microporos do biocarvão, assim como favorecer o desenvolvimento radicular (Atkinson et al., 2010; Trazzi et al., 2018), e como os biocarvões em geral são mais resistentes à degradação microbiana, essas qualidades podem persistir por um longo tempo (Sohi et al., 2010). Entretanto, podem ocorrer efeitos negativos, sendo essa relação entre a atividade microbiana, processos biológicos e mudanças nas propriedades químicas e físicas do solo ainda em processo de estudo (Abujabhah et al., 2016). Em relação às doenças em plantas, Elad et al. (2010) e Harel et al. (2012) relataram efeitos positivos do biochar na diminuição de infecções fúngicas foliares de tomate, pimenta e morango. Os autores observaram que o uso do biochar promoveu indução da resistência sistêmica aos patógenos fúngicos foliares, indicando assim que a aplicação de biocarvão ao solo pode ser benéfica, trazendo maior poder de resposta das plantas às doenças.

O uso do biochar também tem estreita relação com as mudanças climáticas, pois a sua aplicação no solo é proposta como um mecanismo de sequestro de C, tendo sido inclusa pela primeira vez em relatório do Painel Governamental Sobre Mudança do Clima (IPCC) como uma promissora tecnologia de emissão negativa de C (NET), tecnologias que resultam na remoção líquida de CO_2-Cequivalente (CO_2-Ce) da atmosfera (IPCC, 2018). Sua aplicação gera ainda aumento do conteúdo de matéria orgânica no solo e fonte de energia e nutrientes para a biota do solo. Na avaliação do potencial sequestro de C pelo biochar, vários efeitos indiretos de sua aplicação também devem ser levados em conta, tais como o balanço do uso de fertilizantes, as emissões de N_2O e CH_4, e o aumento de produtividade (Libra et al., 2011). Schouten et al. (2012) analisaram as emissões de C no solo (na forma de C-CO_2 via respiração dos microrganismos), após a aplicação de diferentes materiais em um solo arenoso em condições de laboratório. A adição de esterco bovino causou as maiores emissões de CO_2 (32%), seguido de digestato (18%) e do biochar, com as menores emissões (7%). As emissões de CO_2 do solo com biochar se estabilizaram após 40 dias da incubação, enquanto o solo incubado com digestato e esterco bovino continuaram emitindo CO_2, mostrando maior estabilidade no solo do C do biochar.

O potencial de mitigação, estimado para o biochar, em relação as mudanças climáticas, apresenta redução líquida de dióxido de C, metano e óxido nitroso em 1,8 Gt CO_2-Ce anuais, de um total de 15,4 Pg CO_2-Ce e 130 Gt CO_2-Ce no século, sem comprometer a conservação do solo, habitat e segurança alimentar (Woolf et al., 2010). Comparando o potencial de mitigação do biochar em relação à combustão da mesma biomassa obtida sustentavelmente para geração de energia, estima-se um potencial de 12% de mitigação do biochar e de 10% da combustão, exceto em áreas com solos férteis em que essa mesma biomassa é usada como combustível.

Em metanálise realizada por Borchard et al. (2018), a redução geral de emissões

de N_2O pela aplicação de biochar no solo foram de 38%, enquanto a lixiviação de NO_3^- foi reduzida em 13% com o biochar, apresentando maiores reduções de lixiviação (> 26%) com experimentos mais longos (ou seja, > 30 dias). O biochar apresentou forte efeito na redução de emissão de N_2O em Anthrosol (solos antropogênicos) e Arenosols (solos arenosos). Por meio da metanálise, verificou-se que o uso de biochar reduziu as emissões de N_2O e a lixiviação de NO_3^- em solos cultivados com culturas anuais e hortaliças.

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na agricultura, o uso de resíduos orgânicos é uma excelente opção como fonte de nutrientes às plantas, no entanto o seu uso deve ser realizado de forma controlada e utilizando critérios técnicos. Atualmente, vem crescendo a disponibilidade de resíduos orgânicos, especialmente compostos industriais, aumentando a gama de opções para uso na agricultura. Por outro lado, há necessidade de ampliar os estudos sobre a temática em diferentes regiões, para verificar o potencial de uso desses resíduos em distintas condições edafoclimáticas.

Na maioria dos casos, os efeitos do uso de resíduos orgânicos são positivos para as plantas, proporcionando maiores produtividades de grãos ou matéria seca pelas culturas, e para o solo, pois promovem alterações em atributos químicos, físicos e biológicos do solo, criando um ambiente mais propício ao desenvolvimento radicular. No entanto, quando há uso indiscriminado desses resíduos, pode ocorrer acúmulo excessivo de nutrientes no solo, potencializando a contaminação ambiental (solo, água e ar). Dessa forma, critérios técnico-científicos que levem em consideração as necessidades das plantas e a capacidade de suporte dos solos devem ser utilizados para definir doses de resíduos orgânicos a serem aplicados, visando o fornecimento de nutrientes às plantas, manutenção da fertilidade do solo e redução dos impactos ambientais.

REFERÊNCIAS

Abel S, Peters A, Trinks S, Schonsky H, Facklam M, Wessolek G. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil. Geoderma. 2013; 202: 183-191. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.03.003

Abujabhah IS, Doyle R, Bound SA, Bowman JP. The effect of biochar loading rates on soil fertility, soil biomass, potential nitrification, and soil community metabolic profiles in three different soils. J Soils Sediments. 2016; 16: 2211-22. doi: 10.1007/s11368-016-1411-8

Adeli A, Bolster CH, Rowe DE, McLaughlin MR, Brink GE. Effect of long-term swine effluent application on selected soil properties. Soil Sci. 2008; 173: 223-235. doi: 0.1097/SS.06013e3l816408ae

Aguilar R, Carreón-Abud Y, López-Carmona D, Larse J. Organic fertilizers alter the composition of pathogens and arbuscular mycorrhizal fungi in maize roots. J Phytopathol. 2017; 165: 448–454. doi: 10.1111/jph.12579

Aita C, Giacomini SJ, Pujol SB, Nicoloso RS, Corrêa JC. Aproveitamento dos dejetos de suínos e bovinos como fertilizantes: impactos ambientais e estratégias de mitigação. Em: Palhares JC, Gebler L. Gestão ambiental na agropecuária. 2ed. Brasília, DF: Embrapa. 2014. p. 199-282.

Almeida WSD, Carvalho DFD, Panachuki E, Valim WC, Rodrigues SA, Varella CAA. Erosão hídrica em diferentes sistemas de cultivo e níveis de cobertura do solo. Pesq Agropec Bras. 2016; 51: 1110-1119. doi: 10.1590/s0100-204x2016000900010

Ambrosini VG, Rosa DJ, Prado JPC, Borghezan M, Melo GWB, Soares CRFS, Comin JJ, Simão DG, Brunetto G. Reduction of copper phytotoxicity by liming: a study of the root anatomy of young vines (*Vitis labrusca* L.). Plant Physiol Biochem. 2015; 96:270-280. doi: 10.1016/j.plaphy.2015.08.012

Anghinoni I. Fertilidade do solo e seu manejo em sistema plantio direto. In: Novais RF, Alvarez VHV, Barros NF, Fontes RFF, Cantarutti RB & Neves JCL (Eds.) Fertilidade do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira da Sociedade do Solo. 2007; 873-928.

Ansari MI, Malik A. Biosorption of nickel and cadmium by metal resistant bacterial isolates from agricultural soil irrigated with industrial wastewater. Bioresource Technol. 2007; 98: 3149-3153. doi: 10.1016/j.biortech.2006.10.008

Aoyama M, Angers DA, N'Dayegamiye, Bissonette N. Metabolism of ^{13}C-labeled glucose in aggregates from soils with manure application. Soil Biol Biochem. 2000; 32: 295-300. doi: 10.1016/S0038-0717(99)00152-2

Araújo ASFD, Lima LM, Melo WJD, Santos VMD, Araujo FFD. Soil properties and cowpea yield after six years of consecutive amendment of composted tannery sludge. Acta Sci Agron. 2016; 38: 407-413. doi: 10.4025/actasciagron.v38i3.28281

Asai H, Samson BK, Stephan HM, Songyikhangsuthor K, Homma K, Kiyono Y, Inoue Y, Shiraiwa T, Horie T. Biochar amendment techniques for upland rice production in Northern Laos: 1. Soil physical properties, leaf SPAD and grain yield. Field Crops Res. 2009; 111: 81-4. doi: 10.1016/j.fcr.2008.10.008

Atkinson CJ, Fitzgerald JD, Hipps NA. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review. Plant Soil. 2010; 337: 1-8. doi: 10.1007/s11104-010-0464-5

Barros RPD, Viégas PRA, Silva TLD, Souza RMD, Barbosa LT, Viégas SRA, Baretto MCV, Melo ASD. Alterações em atributos químicos de solo cultivado com cana-de-açúcar e adição de vinhaça. Pesqui Agropecu Trop. 2010; 40: 341-346. doi: 10.5216/pat.v40i3.5841

Barros JÁ, Medeiros EV, Notaro KA, Moraes WS, Silva JM, Nascimento TACES, Moreira KA. Different cover promotes sandy soil suppressiveness to root rot disease of cassava caused by *Fusarium solani*. Afr J Microbiol Res. 2014; 8: 967-973. doi: 10.5897/AJMR2014.6607

Basso AS, Miguez FE, Laird DA, Horton R, Westgate M. Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. Gcb Bioenergy. 2013; 5(2): 132-43. doi: 10.1111/gcbb.12026

Basso CJ, Ceretta CA, Pavinato PS, Silveira MJ. Perdas de nitrogênio de dejeto líquido de suínos por volatilização de amônia. Cienc Rural. 2004; 34: 1773-1778. doi: 10.1590/S0103-84782004000600016

Bastos MC, Rheinheimer DS, Labanowski J, Laurent E, le Guet T, Mondament L. Contaminação do solo e da água com medicamentos veterinários. In: Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água. 1ª ed. Frederico Westphalen (RS): URI – Frederico Westph. 2017. p. 53–76.

Benedet L, De Conti L, Lazzari CJR, Müller V, Dick DP, Lourenzi CR, Lovato PE, Comin JJ, Tiecher TL, Ricachenevsky FK, Brunetto G. Copper and zinc in rhizosphere soil and toxicity potential in white oats (*Avena sativa*) grown in soil with long-term pig manure application. Water Air Soil Pollut. 2019; 230: 209-218. doi: 10.1007/s11270-019-4249-z

Bley Junior C, Libânio JC, Galinkin M, Oliveira MM. Agroenergia da Biomassa Residual: perspectivas energéticas, socioeconômicas e ambientais. 2 ed. Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional. 2009.

Bogaard A, Fraser R, Heaton THE, Wallace M, Vaiglova P, Charles M, Jones G, Evershed RP, Styring AK, Andersenn H, Arbogast R, Bartosiewicz L, Gardeisen A, Kanstrup M, Maier U, Marinova E, Ninov L, Schafer M, Stephan E. Crop manuring and intensive land management by Europe'sfirst farmers. P Natl Acad Sci USA. 2013; 110: 12589-12594. doi: 10.1073/pnas.1305918110

Bonanomi G, Antignani V, Pane C, Scala F. Suppression of soilborne fungal diseases with organic amendments. J Plant Pathol. 2007; 89: 311-324.

Borchard N, Schirrmann M, Cayuela ML, Kammann C, Wrage-Mönnig N, Estavillo JM, Fuertes-Mendizábal T, Sigua G, Spokas K, Ippolito JA, Novak J. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N2O emissions: a meta-analysis. Sci Total Environ. 2019; 651: 2354-64. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.060

Brunetto G, Comin JJ, Schmitt DE, Guardini R, Mezzari CP, Oliveira BS, Moraes MP, Gatiboni LC, Lovato PE, Ceretta CA. Changes in soil acidity and organic carbon in a Sandy typic hapdludalf after medium-term pig-slurry and dee-litter application. Rev Bras Cienc Solo. 2012; 36:1620-1628. doi: 10.1590/S0100-06832012000500026

Cakmak I, Kurz H, Marschner H. Short-term effects of boron, germanium and high light intensity on membrane permeability in boron deficient leaves of sunflower. Physiol Planta. 1995; 11-18. doi: 10.1111/j.1399-3054.1995.tb00801.x

Canellas LP, Busato JG, Caume DJ. O uso e manejo da matéria orgânica humificada sob a perspectiva da Agroecologia. In: Canellas LP, editor. Humosfera: tratado preliminar sobre a química das substâncias húmicas. Campos dos Goytacazes: UENF. 2005. p. 244-267.

Cantú RR, Visconti A, Schallenberger E, Morales RGF, Lourenzi CR. Como o uso de adubos orgânicos pode ser uma alternativa no SPDH. In: FAYAD, J. A.; ARL, V.; COMIN, J. J.; MAFRA, A. L.; MARCHESI, D. R, editores. Sistema de Plantio Direto de Hortaliças: Método de transição para um novo modo de produção. São Paulo: Expressão popular. 2019. p.125-136.

Capoane V, Tiecher T, Zafar M, Rheinheimer DS. Impacto da atividade de suinocultura intensiva na qualidade da água de uma bacia hidrográfica do Médio Alto Uruguai. In: Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: impacto das atividades agropecuárias na contaminação do solo e da água. 1ª ed. Frederico Westphalen (RS): URI – Frederico Westph. 2017. p. 162–181.

Castro Carvalho FL DE, Júnior LBB, De Sousa RR, De Araújo RL, Araújo NBP, Veras FHC, Da Silva SDD. Avaliação da adubação verde com leguminosas em cultivo consorciado com a cultura do milho (*Zea mays* L.). Gl Sci Technol. 2019; 12: 116-127.

Cassol PC, Silva DCPR, Ernani PR, Klauberg Filho O, Lucrecio W. Atributos químicos em Latossolo Vermelho fertilizado com dejeto suíno e adubo solúvel. Rev Ciênc Agrovet. 2011; 10: 103-112.

Castanho RB, Teixeira MES. A evolução da agricultura no mundo. Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium. 2017; 8: 136-146.

Ceretta CA, Durigon R, Basso CJ, Barcellos LAR, Vieira FCB. Características químicas de solo sob aplicação de esterco líquido de suínos em pastagem natural. Pesq Agropec Bras. 2003; 38: 729-735. doi: 10.1590/S0100-204X2003000600009

Ceretta CA, Basso CJ, Pavinato PS, Trentin EE, Girotto E. Produtividade de grãos de milho, produção de matéria seca e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejeto líquido de suínos. Cienc Rural. 2005; 35: 1287-1295. doi: 10.1590/S0103-84782005000600010

Ceretta CA, Girotto E, Lourenzi CR, Trentin G, Vieira RCB, Brunetto G. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. Agric Ecosyst Environ. 2010; 139: 689-699. doi: 10.1016/j.agee.2010.10.016

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia técnico ambiental de curtumes. Walter Alves Ferrari (in memoriam), José Wagner Faria Pacheco; grupo de trabalho Hellen Cecília de Julli Ravacci ... [et al.]; contribuições Alexandre Martin Martines ... [et al.]. 2. ed. rev. atual. a partir da 1ª ed. publ. em 2005. São Paulo: CETESB, 2015. [acesso em: 09/07/2021]. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/camaras-ambientais/wpcontent/uploads/sites/21/2013/12/Guia-T%C3%A9cnico-Ambiental-de-Curtumes-v2015.pdf

Chan KY, Van Zwieten L, Meszaros I, Downie A, Joseph S. Using poultry litter biochars as soil amendments. Soil Res. 2008; 46: 437-44. doi: 10.1071/SR08036

Chantigny MH, Angers DA, Bélanger G, Rochette P, Hamel NE, Bittman S, Buckley K, Massé D, Gasser MO. Yield and nutrient export of grain corn fertilized with raw and treated liquid swine manure. Agron J. 2008; 100: 1303-1309. doi: 10.2134/agronj2007.0361

Chen WM, Wu CH, James EK, Chang JS. Metal biosorption capability of cupriavidus taiwanensis and its effects on heavy metal removal by nodulated Mimosa pudica. J Hazard Mater. 2008; 151: 364–371. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.05.082

Chen Y, Shinogi Y, Taira M. Influence of biochar use on sugarcane growth, soil parameters, and groundwater quality. Soil Res. 2010; 48: 526-30. doi: 10.1071/SR10011

Ciancio NR, Ceretta CA, Lourenzi CR, Ferreira PAA, Trentin G, Lorensini F, Tiecher TL, De Conti L, Girotto E, Brunetto G. Crop response to organic fertilization with supplementary mineral nitrogen. Rev Bras Cienc Solo. 2014; 38: 912-922. doi: 10.1590/S0100-06832014000300023

Comin JJ, Loss A, Veiga M, Guardini R, Schmitt DE, Victoria De Oliveira PA, Filho PB, Couto RR, Benedet L, Muller V, Brunetto G. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. Soil Res. 2013; 51: 459-470. doi: 10.1071/sr13130

Comin JJ, Fayad JÁ, Kurtz C, Mafra AL, Curmi P. Guia prático de avaliação participativa da qualidade do solo em Sistema de Plantio Direto de Hortaliças (SPDH). Epagri. 2016.

Comin, JJ, Ferreira LB, Dos Santos, LH, Koucher LP, Machado LN, Santos Junior E, Mafra AL, Kurtz C, Souza M, Brunetto G, Loss A. Carbon and nitrogen contents and aggregation index of soil cultivated with onion for seven years using crop successions and rotations. Soil Till Res. 2018; 184: 195-202. doi: 10.1016/j.still.2018.08.002

Conceição PC, Amado TJC, Mielniczuk J, Spagnollo E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. Rev Bras Cienc Solo. 2005; 29: 777-788. doi: 10.1590/S0100-06832005000500013

Corrêa JC, Barilli J, Rebella TTOA, Veiga M. Aplicações de dejetos de suínos e as propriedades do solo. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 2011.

Costa Filho DV, Silva A, Silva P, Sousa F. Aproveitamento de resíduos agroindustriais na elaboração de subprodutos. In: Anais do 2º. Congresso Internascional das Ciências Agrárias; 2017; Natal-RN. Natal: Instituto Internacional Despertando Vocações. 2017. p.1-8.

CQFS-RS/SC – Comissão de Química e Fertilidade do solo. Manual de calagem e de adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. SBCS/NRS: Frederico Westphalen. 2016.

Couto RR, Comin JC, Beber CL, Uriarte JF, Brunetto G, Bielli Filho P. Atributos químicos em solos de propriedades suinícolas submetidos a aplicações sucessivas de dejeto de suínos no município de Braço do Norte, Santa Catarina. Sci Agrar. 2010; 493-497. doi: 10.5380/rsa.v11i6.20396

Couto RR, Lazzari CJR, Trapp T, De Conti L, Comin JJ, Martin SR, Belli Filho P, Brunetto G. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. Arch Agron Soil Sci. 2016; 62 (5): 593-616. doi: 10.1080/03650340.2015.1074183

Cunha KPV, Nascimento CWA, Pimentel RMM, Accioly AMA, SILVA, A. J. Disponibilidade, acúmulo e toxidez de cádmio e zinco em milho cultivado em solo contaminado. Rev Bras Cienc Solo. 2008; 1319-1328. doi: 10.1590/S0100-06832008000300039

Dakora FD, Phillips DA. Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments. Plant Soil. 2002; 35-47. doi: 10.1023/A:1020809400075

Dall'Orsoletta DJ. Limite crítico ambiental de fósforo em solos de diferentes declividades, teores de argila e doses de dejeto líquido de suínos [tese]. Lages: Universidade do Estado de Santa Catarina. 2018.

Da Silva, AA, Galon, L, Ferreira, FA, Tironi, SP, Ferreira, EA, Da silva, AF, Aspiazu, I, Agnes, EL. Sistema de Plantio Direto na palhada e seu impacto na agricultura brasileira. Ceres. 2009; 56: 496-506.

De Conti L, Ceretta CA, Tiecher TL, Silva LOS, Tassinari A, Somavilla LM, Mimmo T, Cesco S, Brunetto G. Growth and chemical changes in the rhizosphere of black oat (*Avena strigosa*) grown in soils contaminated with copper. Ecotox Environ Safe. 2018; 163: 19-27. doi: 10.1016/j.ecoenv.2018.07.045

Dempster DN, Jones DL, Murphy DV. Clay and biochar amendments decreased inorganic but not dissolved organic nitrogen leaching in soil. Soil Res. 2012; 50: 216-21. doi: 10.1071/SR11316

Devereux RC, Sturrock CJ, Mooney SJ. The effects of biochar on soil physical properties and winter wheat growth. Earth and Environmental Science Transactions of the Royal Society of Edinburgh. 2012; 103: 13-8. doi:10.1017/S1755691012000011

Diesel R, Miranda CR, Perdomo, CC. Coletânea de tecnologias sobre dejetos suínos. Boletim informativo BIPERS n. 14 [internet]. Concordia, SC: Embrapa suínos e aves; 2002 [acesso em 24 mar 2020]. Disponível em: https://docsagencia.cnptia.embrapa.br/suino/bipers/bipers14.pdf.

Doneda A, Aita C, Giacomini SJ, Miola ECC, Giacomini DA, Schirmann J, Gonzatto R. Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. Rev Bras Cienc Solo. 2012; 36: 1714-1723.

Doran JW, Zeiss MR. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Appl Soil Ecol. 2000; 15: 3–11. doi: 10.1016/S0929-1393(00)00067-6

Elad Y, David DR, Harel YM, Borenshtein M, Kalifa HB, Silber A, Graber ER. Induction of systemic resistance in plants by biochar, a soil-applied carbon sequestering agent. Phytopathology. 2010;100:913-21. doi: 10.1094/phyto-100-9-0913

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuaria. Adubacao verde: utilizacao de leguminosas contribui no fornecimento de nitrogênio para culturas de interesse comercial e protege solo da erosão [internet]. Seropedica, RJ: Emprapa Agrobiologia; 2011 [acesso em 24 mar 2020]. Disponivel em: https://www.embrapa.br/documents/1355054/1527012/4a+-+folder+Adubação+verde.pdf/6a472dad-6782-491b-8393-61fc6510bf7d

EPA. Innovative uses of compost disease control for plants and animals; United States Environmental Protection Agency; 1997 [acesso em 5 fev 2020]. Disponível em: https://pdfs.semanticscholar.org/5823/9ad044290b5eaf73a262122fccd71cf070bc.pdf?_ga=2.177915557.1227797630.1587990900-437500418.1587120863

Epstein E, Bloom AJ. Nutrição mineral de plantas. 2° ed. Editora Planta: Londrina; 2006.

Espindola JAA, Guerra JGM, Almeida DL. Adubacao verde: estratégia para uma agricultura sustentável. Documentos n. 42 [internet]. Seropedica, RJ: Embrapa Agrobiologia; 1997 [acesso em 24 mar 2020]. Disponivel em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/624248/1/doc042.pdf

EU-China Lever for IPM Demonstration. Guidelines on use of compost for controlling plant diseases [internet]. EU-China cooperation on IPM in agriculture; 2018 [acesso em 15 fev 2020]. Disponível em: http://www.euclidipm.org/images/documents/deliverables/D1_1_Guidelines-on-use-compost.pdf.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAOSTAT Online Database. [internet]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2020 [acesso em 24 mar 2020]. Disponivel em: http://www.fao.org/faostat/en/#data/QA.

Fayad, JA, Arl, V, Comin JJ, Mafra AL, Marchesi DR. Sistema de Plantio Direto de Hortaliças: Método de transição para um novo modo de produção. 1st ed. São Paulo: Expressão popular. 2019.

Fellet G, Marchiol L, Delle Vedove G, Peressotti A. Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation. Chemosphere. 2011; 83: 1262-7. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.03.053

Fernandes LB, Dos Santos AP, Costa CLL, De Oliveira FDA, De Goes GB. Influência da torta de mamona nas características químicas do solo. Rev Verde. 2011; 6: 156-159.

Fongaro, G; A Higienização de Dejetos suinícolas visando reciclo agrícola sanitariamente seguro. [Tese], Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

Franzluebbers AJ. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Till Res. 2002; 66: 95-106. doi: 10.1016/S0167-1987(02)00018-1

Fuess LT, Garcia ML. Implications of stillage land disposal: A critical review on the impacts of fertigation. Environ Manage. 2014; 145: 210-229. doi: 10.1016/j.jenvman.2014.07.003

García-Díaz A, Bienes R, Sastre B, Novara A, Gristina L, Cerda A. Nitrogen losses in vineyards under diferent types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in central Spain. Agric Ecosyst Environ. 2017; 236: 256-267. doi: 10.1016/j.agee.2016.12.013

Gatiboni LC, Brunetto G, Kaminski J, Rheinheimer D dos S, Ceretta CA, Basso CJ. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejeto líquido de suínos em pastagem natural. Rev Bras Ciênc Solo. 2008; 32(4): 1753–61. doi: 10.1590/S0100-06832008000400040

Gatiboni LC, Coimbra JLM, Wildner LP, Denardin RBN. Modificações na fauna edáfica durante a decomposição da palhada de centeio e aveia-preta, em sistema de plantio direto. Rev Biotemas. 2009; 22(2): 45-53. doi: 10.5007/2175-7925.2009v22n2p45

Gatiboni LC, Smyth TJ, Schmitt DE, Cassol PC, Oliveira CMB. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. Rev Bras Ciênc Solo. 2015; 39: 1225-1234. doi: 10.1590/01000683rbcs20140461

Gava R, De Freitas PSL, De Faria RT, Rezende R, Frizzone JA. Soil water evaporation under densities of coverage with vegetable residue. Soil Biol Biochem. 2013; 20: 777-786. 2013. doi: 10.1590/S0100-69162013000100010

Girotto E, Ceretta CA, Brunetto G, Santos DR dos, Silva LS da, Lourenzi CR, et al. Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejeto líquido de suínos. Rev Bras Ciênc Solo. 2010; 34(3): 955–65. doi: 10.1590/S0100-06832013000300028

Girotto E, Ceretta CA, Lourenzi CR, Lorensini F, Tiecher TL, Vieira RCB, Trentin G, Basso CJ, Miotto A, Brunetto G. Nutrient transfers by leaching in a no-tillage system through soil treated with repeated pig slurry applications. Nutr Cycl Agroecosys. 2013; 95: 115-131. doi: 10.1007/s10705-013-9552-2

Glaser B, Lehmann J, Zech W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal–a review. Biol Fertil Soils. 2002; 35: 219-30. doi:10.1007/s00374-002-0466-4

Glaser B, Wiedner K, Seelig S, Schmidt HP, Gerber H. Biochar organic fertilizers from natural resources as substitute for mineral fertilizers. Agron Sustain Dev. 2015; 35(2): 667-78. doi: 10.1007/s13593-014-0251-4

Guardini R, Comin JJ, Schmitt DE, Tiecher T, Bender MA, Rheinheimer DS, Mezzari CP, Oliveira BS, GATIBONI LC, Brunetto G. Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after longterm application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. Nutr Cycl Agroecosyst. 2012; 93: 215–225. doi: 10.1007/s10705-012-9511-3

Guerrero C, Moral R, Gómez I, Zornoza R, Arcenegui V. Microbial biomass and activity of an agricultural soil amended with the solid phase of pig slurries. Bioresour Technol. 2007; 98(17): 3259-3264. doi: 10.1016/j.biortech.2006.07.015

Guillou CL, Angers DA, Maron PA, Leterme P, Menasseri-Aubry S. Linking microbial community to soil water-stable aggregation during crop residue decomposition. Soil Biol Biochem. 2012; 50: 126-133. doi: 10.1016/j.soilbio.2012.03.009

Gupta CU. Micronutrientes e Elementos Tóxicos em Plantas e Animais. In: Ferreira ME, Cruz MCP, Raij BV, Abreu CA. Micronutrientes e Elementos Tóxicos na Agricultura. Jaboticabal, CNPQ/FAPESP/POTAFOS. 2001. 191p.

Harel YM, Elad Y, Rav-David D, Borenstein M, Shulchani R, Lew B, Graber ER. Biochar mediates systemic response of strawberry to foliar fungal pathogens. Plant Soil. 2012; 357: 245-57. doi:10.1007/s11104-012-1129-3

He Z, Guo M, Lovanh N, Spokas KA. Applied manurere search -Looking forward to the benign roles of animal manure in agriculture and the environment. In: He Z, editor. Applied Research of Animal Manure: Challenges and Opportunities beyond the Adverse Environmental Concerns. New York:Nova Science Publishers. 2012. p.299–309.

Hoehne L, Schmalz FR, De Freitas EM, Kuhn D, Etgeton HP, Carlesso WM, Dallazen MC, Orlandi CR, Bruxel F, Dos Santoas RP, Picolotto A, Giovanella C, Ethur EM. Aplicação da vermicompostagem no resíduo tratado de indústria de curtume para cultivo de rúculas. Revista Destaques Acadêmicos. 2017; 9(4): 104-120. doi: 10.22410/issn.2176-3070.v9i4a2017.1653

Hoornweg D, Bhada-Tata P. What a waste: A Global Review of Solid Waste Management. Urban Development Series. Washington: World Bank. 2012.

Huber D, Römheld V, Weinmann M. Relationship between Nutrition, Plant Diseases and Pests. In : Marschner P, editor. Mineral Nutrition of Higher Plants. London: Academic Press. 2012. p. 283–298.

IBI - International Biochar Initiative. Standardized product definition and product testing guidelines for biochar that is used in soil. versão 2.1. 2015. 1 [acesso em 18 abr 2020]. Disponível em: https://www.biochar-international.org/wp-content/uploads/2018/04/IBI_Biochar_Standards_V2.1_Final.pdf.

Ibrahim HM, Al-Wabel MI, Usman AR, Al-Omran A. Effect of Conocarpus biochar application on the hydraulic properties of a sandy loam soil. Soil Sci. 2013; 178: 165-73. doi: 10.1097/SS.0b013e3182979eac

Innovative uses of compost disease control for plants and animals [internet]. United States Environmental Protection Agency; 1997 [acesso em 10 mar 2020]. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/disease.pdf

IPCC - Painel Governamental Sobre Mudança Do Clima. Mitigation Pathways Compatible with 1.5°C in the Context of Sustainable Development. Em: Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty, 2018 Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/05/SR15_Chapter2_Low_Res.pdf (Acessado em 30/07/2019 às 15h)

Jones BE, Haynes RJ, Phillips IR. Effect of amendment of bauxite processing sand with organic materials on its chemical, physical and microbial properties. J Environ Manage. 2010; 91: 2281-2288. doi: 10.1016/j.jenvman.2010.06.013

Joseph S. Socio-economic assessment and implementation of small-scale biochar projects. Biochar for environmental management: Science and Technology, edited by: Lehmann, J. and Joseph, S., Earthscan, Sterling, VA, USA. 2009. p. 359-74. doi: 10.4324/9781849770552

Kang S, Lee J, Kima K. Biosorption of Cr(III) and Cr(VI) onto the cell surface of pseudomonas aeruginosa. Biochem Eng J. 2007; 36: 54-58. doi: 10.1016/j.bej.2006.06.005

Karhu K, Mattila T, Bergström I, Regina K. Biochar addition to agricultural soil increased CH_4 uptake and water holding capacity–Results from a short-term pilot field study. Agric Ecosyst Environ. 2011; 140: 309-13. doi: 10.1016/j.agee.2010.12.005

Kirchmann H. Animal and municipal organic wastes and water quality. In: Lal R, Stewart AB, editores. Soil processes and water quality. Boca Raton: Lewis Publishers. 1994. p. 163-232.

Kumar R, Bishnoi NR, Garima, Bishnoi K. Biosorption of chromium(VI) from aqueous solution and electroplating wastewater using fungal biomass. Chem Eng J. 2008; 135: 202-208. doi: 10.1016/j.cej.2007.03.004

Laird DA, Fleming P, Davis DD, Horton R, Wang B, Karlen DL. Impact of biochar amendments on the quality of a typical Midwestern agricultural soil. Geoderma. 2010; 158: 443-9. doi: 10.1016/j.geoderma.2010.05.013

Lalande R, Gagnon B, Simard RR, Cote D. Soil microbial biomass and enzyme activity following liquid hog manure application in a long-term field trial. Can J Soil Sci. 2000: 80; 263-269. doi: 10.4141/S99-064

Lehmann J, Kern DC, Glaser B, Woods WI, editors. Amazonian dark earths: origin properties management. Springer Science & Business Media. 2007.

Lei O, Zhang R. Effects of biochars derived from different feedstocks and pyrolysis temperatures on soil physical and hydraulic properties. Journal of Soils and Sediments. 2013; 13: 1561-72. doi: 10.1007/s11368-013-0738-7

Libra JA, Ro KS, Kammann C, Funke A, Berge ND, Neubauer Y, Titirici MM, Fühner C, Bens O, Kern J, Emmerich KH. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. Biofuels. 2011; 2: 71-106. doi: 10.4155/bfs.10.81

Liu C, Wang H, Tang X, Guan Z, Reid BJ, Rajapaksha AU, Ok YS, Sun H. Biochar increased water holding capacity but accelerated organic carbon leaching from a sloping farmland soil in China. Environ Sci Pollut Res Int. 2016; 23: 995-1006. doi: 10.1007/s11356-015-4885-9

Liu J, Schulz H, Brandl S, Miehtke H, Huwe B, Glaser B. Short-term effect of biochar and compost on soil fertility and water status of a Dystric Cambisol in NE Germany under field conditions. J. Plant Nutr Soil Sci. 2012; 175: 698-707. doi:10.1002/jpln.201100172

Liu T, Chen X, Hu F, Ran W, Shen Q, Li H, Whalen JK. Carbon-rich organic fertilizers to increase soil biodiversity: evidence from a meta-analysis of nematode communities. Agric Ecosyst Environ. 2016: 232; 199-207. doi: 10.1016/j.agee.2016.07.015

Lobo TF, Grassi Filho H, Bull LT, Kummer ACB. Efeito do lodo de esgoto e do nitrogênio nos fatores produtivos do girassol. Rev Bras Eng Agríc Ambient. 2013: 17; 504-509. doi: 10.1590/S1415-43662013000500006

Lockwood JL. Evolution of concepts associated with soilborne plant pathogens. Annu Rev Phytopathol. 1988; 26: 93-121. doi: 10.1146/annurev.py.26.090188.000521

Londonõ DMM. Respostas da comunidade microbiana do solo a sucessivas aplicações de ureia e dejetos suínos em solo sob plantio direto. Dissertação (mestrado). PPGA / Universidade Federal de Santa Catarina. 2011.

Loss A, Schmitz DSJE, Kurtz C, Da Veiga M, Comin JJ. Atributos físicos do solo sob sistemas de plantio direto e preparo convencional em cultivo de cebola. Rev Colomb Cienc Hortic. 2017: 11; 105-113. doi: 10.17584/rcch.2017v11i1.6144

Lourenzi CR, Ceretta CA, Silva LS, Trentin G, Girotto E, Lorensini F, Tiecher TL, Brunetto G. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry applications. Rev Bras Cienc Solo. 2011; 35: 1827-1836. doi: 10.1590/S0100-06832011000500037

Lourenzi CR, Ceretta CA, Silva LS, Girotto E, Lorensini F, Tiecher TL, De Conti L, Trentin G, Brunetto G. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. Rev Bras Ciênc Solo. 2013; 37: 157-167. doi: 10.1590/S0100-06832013000100016

Lourenzi, CR, Ceretta CA, Brunetto G, Girotto E, Tiecher TL, Vieira RCB, Cancian A, Ferreira PAA. Pig slurry and nutrient accumulation and dry Matter and grain yield in various crops. Rev Bras Ciênc Solo. 2014; 38: 949-958. doi: 10.1590/S0100-06832014000300027

Lourenzi CR, Ceretta CA, Tiecher TL, Lorensini F, Cancian A, Silva LOS, Girotto E, Vieira RCB, Ferreira PAA, Brunetto G. Forms of phosphorus transfer in runoff under no-tillage in a soil treated with successive swine effluents applications. Environ Monit Assess. 2015; 187: 209-225. doi: 10.1007/s10661-015-4437-2

Lourenzi CR, Scherer EE, Ceretta CA, Tiecher TL, Cancian A, Ferreira PAA, Brunetto G. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejeto líquido de suínos. Pesqui Agropecu Bras. 2016; 51: 233-242. doi: 10.1590/S0100-204X2016000300005

Luersen LH, Shultz G, Rempel C. Reuso do efluente tratado na indústria curtidora. Tecno-Lógica. 2012; 16: 5-10. doi: 10.17058/tecnolog.v16i1.2311

Macedo RAT, Neto JJ. Efeitos do nitrato e amônio aplicados via foliar sobre na extrusão de H^+/OH^- na rizosfera e na nodulação do feijoeiro (*Phaseolus vulgaris*). Revista Semioses. 2017; 11: 57-69. doi: 10.15202/1981996x.2017v11n1p5

Marschner H. Mineral Nutrition of Higher Plants. London: Academic Press. 1995. 889 p.

Mattias JL, Ceretta CA, Nesi CN, Girotto E, Trentin EE, Lourenzi CR, Vieira RCB. Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. Rev Bras Ciênc Solo. 2010; 34: 445-1454. doi: 10.1590/S0100-06832010000400040

Mazoyer M, Roudart L. História das agriculturas no mundo: do neolítico à crise contemporânea. [Tradução de Cláudia F. Falluh Balduino Ferreira]. São Paulo: UNESP, 2010.

Melikoglu M, Menekse ZK. Forecasting Turkey's cattle and sheep manure based biomethane potentials till 2026. Biomass Bioenergy. 2020; 132: 105440. doi: 10.1016/j.biombioe.2019.105440

Mergen, CAJ, Loss A, Santos Junior E, Giumbelli LD, Pinho D, Abreu L, Lourenzi CR, Comin JJ, Brunetto G. Caracterização física de agregados do solo submetido a 10 anos de aplicação de dejetos suínos. Rev Ci Agr. 2019a; 36: 79-92. doi: 10.22267/rcia.193601.100

Mergen CAJ, Loss A, Santos Junior E, Ferreira GW, Comin JJ, Lovato PE, Brunetto G. Atributos químicos em agregados biogênicos e fisiogênicos de solo submetido à aplicação com dejetos suínos. Rev Bras Ci Agr. 2019b; 14: e5620. doi: 10.5039/agraria.v14i1a5620

Millner PD, Ringer CE, Maas JL. Suppression of strawberry root disease with animal manure composts. Compost Sci Util. 2013; 12 (4): 298-307. doi: 10.1080/1065657X.2004.10702198

Morales D, Oliveira MP De, Taffe BL, Comin J, Soares CR, Lovato P. Response of soil microbiota to nine-year application of swine manure and urea. Cienc Rural. 2016; 260–266. doi: 10.1590/0103-8478cr20140565

Napoli M, Marta AD, Zanchi CA, Orlandini S. Assessment of soil and nutrient losses by runoff under different soil management practices in a Italian hilly vineyard. Soil Till. Res. 2017; 168: 71-80. doi: 10.1016/j.still.2016.12.011

Nascimento R, Souza JAD, Moreira A, Moraes LAC. Phosphogypsum and vinasse application: soil chemical properties and alfalfa productivity and nutritional characteristics. Rev Caatinga. 2017; 30: 213-219. doi: 10.1590/1983-21252017v30n123rc

Navia R, Crowley DE. Closing the loop on organic waste management: biochar for agricultural land application and climate change mitigation. Waste Manag Res. 2010; 28: 479-480. doi: 10.1177/0734242X10370928

Novotny EH, Maia CM, Carvalho MT, Madari BE. Biochar: pyrogenic carbon for agricultural use-a critical review. Rev Bras Ciênc Solo. 2015; 39: 321-344. doi:10.1590/01000683rbcs20140818

Oliveira RA, Tiecher T, Piccin R, Somavilla LM, Comin JJ, Loss A, Lourenzi CR, Brunetto G. Release of Phosphorus Forms from Cover Crop Residues in Agroecological No-Till Onion Production. Rev Bras Ciênc Solo. 2017; 41:1-16. doi: 10.1590/18069657rbcs20160272

Oliveira RA, Brunetto G, Loss A, Gatiboni LC, Kurtz C, Muller Junior V, Lovato PE, Oliveira BS, Souza M, Comin JJ. Cover Crops Effects on Soil Chemical Properties and Onion Yield. Rev Bras Ciênc Solo. 2016; 40: 01-17. doi: 10.1590/18069657rbcs20150099

Osman HA, Ameen HH, Mohamed M, El-Mohamedy R, Elkelany US. Field control of Meloidogyne incognita and root rot disease infecting eggplant using nematicide, fertilizers, and microbial agents. Egypt J Biol Pest Co. 2018; 28: 2-6. doi: 10.1186/s41938-018-0044-1

Pagliari PH, Laboski CAM. Investigation of the inorganic and organic phosphorus forms in animal manure. J Environ Qual. 2012; 41: 901-910. doi: 10.2134/jeq2011.0451

Pal A, Ghosh S, Pau AK. Biosorption of cobalt by fungi from serpentine soil of Andaman, Bioresource Technol. 2006; 97: 1253-1258. doi: 10.1016/j.biortech.2005.01.043

Pan JH, Liu RX, Tang HX. Surface reaction of bacillus cereus biomass and its biosorption for lead and copper ions. J Environ Sci. 2007; 19: 403-408. doi: 10.1016/s1001-0742(07)60067-9

Panachuki E, Bertol I, Sobrinho TA, De Oliveira PTS, Rodrigues DBB. Soil and water loss and water infiltration in red latosol under different management systems. Rev Bras Ciênc Solo. 2011; 35: 1777-1786. doi: 10.1590/S0100-06832011000500032

Patil MG, Rathod PK, Patil VD. Compost: A tool for managing soil borne plant pathogens. Int J Curr Microbiol Appl Sci. 2018; 6: 272-280.

Pereira RG, Heinemann AB, Madari BE, Carvalho MT, Kliemann HJ, Santos AP. Transpiration response of upland rice to water deficit changed by different levels of eucalyptus biochar. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 2012; 47: 716-721. doi:10.1590/S0100-204X2012000500012

Petter FA, Madari BE. Biochar: Agronomic and environmental potential in Brazilian savannah soils. Rev Bras Eng Agric Ambient. 2012; 16: 761-768. doi: 10.1590/S1415-43662012000700009

Pettit RE. Organic matter, humus, humate, humic acid, fulvic acid and humin: their importance in soil fertility and plant health. 2004 [acesso em 12 mar 2020]. Disponível em: https://humates.com/pdf/ORGANICMATTERPettit.pdf

Plaza C, Hernández D, García-Gil JC, Polo A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. Soil Biol Biochem. 2004; 6: 1577-1585. doi: 10.1016/j.soilbio.2004.07.017

Plaza C, García-Gil JC, Polo A. Microbial activity in pig slurry-amended soils under aerobic incubation. Biodegradation. 2007; 18 : 159-165. doi: 10.1007/s10532-006-9051-0

Ramos MC, Benito C, Martínez-Casasnovas JA. Simulating soil conservation measures to control soil and nutrient losses in a small, vineyard dominated, basin. Agric Ecosyst Environ. 2015; 213: 194-208. doi: 10.1016/j.agee.2015.08.004

Redin M, Giacomini SJ, Ferreira, PAA, Eckhardt DP. Plantas de cobertura de solo e agricultura sustentável: espécies, matéria seca e ciclagem de carbono e nitrogênio. In: Tiecher T. (Org.) Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: praticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da agua. Porto Alegre: UFRGS, 2016.

Resende AV, Fontoura SMV, Borghi E, Santos FC, Kappes C, Moreira SG, Oliveira Junior A, Borin ALDC. Solos de fertilidade construída: características, funcionamento e manejo. Informações Agronômicas. Piracicaba: Embrapa Milho e Sorgo - Artigo em periódico indexado. 2016. p.1-19.

Rieff, G. G, Natal-da-Luz T, Renaud M, Azevedo-Pereira HMVS, Chichorro F, Schmelz RM, Sá ELS, Sousa JP. Impact of no-tillage versus conventional maize plantation on soil mesofauna with and without the use of a lambda-cyhalothrin based insecticide: A terrestrial model ecosystem experiment. Applied Soil Ecology. 2019; 147: 103381. doi: 10.1016/j.apsoil.2019.103381

Ringer M, Putsche V, Scahill J. Large-scale pyrolysis oil production: A technology assessment and economic analysis, National Renewable Energy Laboratory, NREL/TP510-37779. 2006. https://www.nrel.gov/docs/fy07osti/37779.pdf

Rocha SMB, Antunes JEL, Silva AVCR, Oliveira, LMDS, Aquino JPAD, Melo WJD, Figueiredo MVB, Araujo ASFD. Nodulation, nitrogen uptake and growth of lima bean in a composted tannery sludge-treated soil. Ciênc Rural. 2019; 49: e20190301. doi: 10.1590/0103-8478cr20190301

Rodriguez E, Fernandez-Anero FJ, Ruiz P, Campos M. Soil arthropod abundance under conventional and no tillage in a Mediterranean climate. Soil Till Res. 2006; 85: 229-233. doi: 10.1016/j.still.2004.12.010

Roig N, Sierra J, Martí E, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. Long-term amendment of Spanish soils with sewage sludge: effects on soil functioning. Agric Ecosyst Environ. 2012; 158: 41-48. doi: 10.1016/j.agee.2012.05.016

Ruivo MLP, do Amarante CB, de LS Oliveira M, Muniz IC, dos Santos DA. Microbial population and biodiversity in Amazonian Dark Earth soils. In: Amazonian Dark Earths: Wim Sombroek's Vision 2009 (pp. 351-362). Springer, Dordrecht.

Santos LH, Loss A, Canton L, Ventura BS, Ferreira GW, Kurtz C, Brunetto G, Lovato PE, Comin JJ. Chemical Properties in Macroaggregates of a Humic Dystrudept Cultivated with Onion under No-Till and Conventional Tillage Systems. Rev Bras Cienc Solo. 2017; 41: e0160419. doi: 10.1590/18069657rbcs20160419

Santos LH, Loss A, Lourenzi CR, Souza M, Gonzatto R, Kurtz C, Brunetto G, Comin JJ. Total nitrogen and humic substances in aggregates of soils with onion crops under no-tillage and conventional tillage systems. Rev Colomb Cienc Hort. 2018; 12: 166-174. doi: 10.17584/rcch.2018v12i1.7339

Scherer EE, Cortina N, Massotti Z, Pandolfo CM. Avaliações agronômica e econômica de uma plataforma de compostagem e do composto produzido. Florianópolis: Epagri, 2009. 49p. (Epagri. Boletim técnico, 150).

Scherer EE, Nesi CN, Massotti Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. Rev Bras Cienc Solo. 2010; 34: 1375-1383. doi: 10.1590/S0100-06832010000400034

Schneider VE, Peresin D, Trentin AC, Bortolin TA, Sambuichi RHR. Diagnóstico dos resíduos orgânicos do setor agrossilvopastoril e agroindustriais associadas [internet]. Brasilia:IPEA; 2012 [acesso em 24 mar 2020]. Disponivel em: http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120917_relatorio_residuos_organicos.pdf.

Schouten S, van Groenigen JW, Oenema O, Cayuela ML. Bioenergy from cattle manure? I mplications of anaerobic digestion and subsequent pyrolysis for carbon and nitrogen dynamics in soil. Gcb Bioenergy. 2012; 4: 751-760. doi: 10.1111/j.1757-1707.2012.01163.x

Schulz H, Glaser B. Effects of biochar compared to organic and inorganic fertilizers on soil quality and plant growth in a greenhouse experiment. J Plant Nutr. 2012; 175: 410-22. doi: 10.1002/jpln.201100143

Serra LS, Mendes MRF, Soares MVA, Monteiro IP. Revolução Verde: reflexões acerca da questão dos agrotóxicos. Revista Científica do Centro de Estudos em Desenvolvimento Sustentável da UNDB. 2016; 1(4): 2-25.

Sharpley AN, Weld JL, Beegle DB, Kleinman PJA, Gburek WJ, Moore PA, Mullins G. Development of phosphorus indices for nutrient manegment planning strategies in the United States. J Soil Water Conserv. 2003; 58: 137-152.

Shen Y, McLaughlin N, Zhang X, XU M, Liang A. Effect of tillage and crop residue on soil temperature following planting for black soil in Northeast China. Sci Rep. 2018; 8: 4500. doi: 10.1038/s41598-018-22822-8

Sidiras, N.; Roth, C. H. Infiltration measurements with double-ring infiltrometers and a rainfall simulator under different surface conditions on an Oxisol. Soil Till Res. 1987; 9: 161-168. doi: 10.1016/0167-1987(87)90082-1

Silva JM, Medeiros EV, Duda GP, Barros JA, Santos UJ. Fames and microbial activities involved in the suppression of cassava root rot by organic matter. Rev Caatinga. 2017; 30: 708-717. doi: 10.1590/1983-21252017v30n319rc

Silva SD, Presotto RA, Marota BH, Zonta E. Uso de torta de mamona como fertilizante orgânico. Pesqui Agropecu Trop. 2012; 42(1):19-27. doi: 10.1590/S1983-40632012000100003

Singh B, Singh BP, Cowie AL. Characterization and evaluation of biochars for their application as a soil amendment. Soil Res. 2010; 48: 516-25. doi: 10.1071/SR10058

Sohi SP, Krull E, Lopez-Capel E, Bol R. A review of biochar and its use and function in soil. Adv Agron. 2010; 105: 47-82. doi: 10.1016/S0065-2113(10)05002-9

Souza M, Comin JJ, Leguizamón ES, Kurtz C, Brunetto G, Müller Júnior V, Ventura B, Camargo AP. Matéria seca de plantas de cobertura, produção de cebola e atributos químicos do solo em sistema plantio direto agroecológico. Cienc Rural. 2013; 43: 21-27. doi:10.1590/S0103-84782012005000150

Souza M, Comin JJ, Kurtz C, Lovato PE, Lima AP, Kuhnen S. Phenolic compounds with allelopathic potential of *Secale cereale* L. and *Raphanus sativus* L. grown under an agroecological no-tillage system. Planta Daninha. 2019; 37: e019193842. doi: 10.1590/S0100-83582019370100090

Tavares Filho J, Tessier D. Effects of different management systems on porosity of oxisols in Paraná, Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 2010; 34: 899-906. doi: 10.1590/ S0100-06832010000300031

Tiecher TL, Ceretta CA, Comin JJ, Girotto E, Miotto A, Moraes MP, Benedet L, Ferreira PAA, Lourenzi CR, Couto RR, Brunetto G. Forms and accumulation of copper and zinc in a sandy Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep litter. Rev Bras Ciênc Solo. 2013; 37: 812-824. doi: 10.1590/S0100-06832013000300028

Tiecher T, Tiecher TL, Mallmann FJK, Zafar M, Ceretta CA, Lourenzi CR, Brunetto G, Gatiboni LC, Rheinheimer DS. Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. Rev Bras Ciênc Solo. 2017; 41: e0170037. doi: 10.1590/18069657rbcs20170037

Tiecher TL, Soriani HH, Tiecher T, Ceretta CA, Nicoloso FT, Tarouco CP, Clasen BE, De Conti L, Tassinari A, Melo GWB, Brunetto G. The interaction of high copper and zinc doses in acid soil changes the physiological state and development of the root system in young grapevines (*Vitis vinifera*). Ecotox Environ Safe. 2018; 148: 985-994. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.11.074

Trazzi PA, Higa AR, Diekow J, Mangrich AS, Higa RCV. Biocarvão: realidade e potencial de uso no meio florestal. Ci Florestal. 2018; 28: 875-887. doi: 10.5902/1980509832128

Tremacoldi CR. Alterações na rizosfera e seus efeitos nas interações hospedeiro-patógeno. Summa Phytopathol. 2006; 32: 108-171.

Trindade AV, Faria NG, Almeida FP. Uso de esterco no desenvolvimento de mudas de mamoeiro colonizadas com fungos micorrízicos. Pesq Agropec Bras. 2000; 35: 1389-1394. doi: 10.1590/S0100-204X2000000700013

Trivedi BD, Patel KC. Biosorption of hexavalent chromium from aqueous solution by a tropical basidiomycete BDT-14 (DSM 15396). World J Microbiol Biotechnol. 2007; 23: 683-689. doi: 10.1007/s11274-006-9284-4

Tunalis S, Akar T, Ozcan AS, Kiran I, Ozcan A. Equilibrium and kinetics of biosorption of lead(II) from aqueous solutions by *Cephalosporium aphidicola*. Sep Purif Technol. 2006; 47: 105-112. doi.org/10.1016/j.seppur.2005.06.009

Ulyett J, Sakrabani R, Kibblewhite M, Hann M. Impact of biochar addition on water retention, nitrification and carbon dioxide evolution from two sandy loam soils. Eur J Soil Sci.2014; 65: 96-104. doi: 10.1111/ejss.12081

Uzoma KC, Inoue M, Andry H, Fujimaki H, Zahoor A, Nishihara E. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. Soil Use Manag. 2011; 27: 205-212. doi: 10.1111/j.1475-2743.2011.00340.x

Vaughan AD, Macdonald IR. Effects of humic acid on protein synthesis and ion uptake in beet discs effects of humic acid on protein synthesis and ion uptake in beet discs. J Exp Bot. 1971; 22: 400-410. doi: 10.1093/jxb/22.2.400

Verheijen F, Jeffery S, Bastos AC, Van der Velde M, Diafas I. Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes, and functions. EUR. 2010; 24099:162. doi:10.2788/472

Vezzani FM, Ferreira GW, Souza M, Comin JJ. Conceitos, métodos de avaliação participativa e o spdh como promotor de qualidade do solo. In: Fayad JA, Arl V, Comin JJ; Mafra AL, Marchesi DR. (Org.). Sistema de Plantio Direto de Hortaliças: método de transição para um novo modo de produção. 1ed. São Paulo: Expressão Popular. 2019; 1: 105-123.

Vezzani FM, Mielniczuk J. Uma visão sobre qualidade do solo. Rev Bras Ciênc Solo. 2009; 33: 743-755. doi: 10.1590/S0100-06832009000400001

Vezzani FM, Conceição PC, Mello NA, Dieckow J. Matéria orgânica e qualidade do solo. In: Santos GA, Silva LS; Canellas LP, Camargo FO. Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.483-493.

Vo MH, Wang CH. Effects of Manure Composts and Their Combination with Inorganic Fertilizer on Acid Soil Properties and the Growth of Muskmelon (Cucumis melo L.) Compost Sci Util. 2015; 23 (2): 117-127. doi: 10.1080/1065657X.2014.984368

Vu QD, de Neergaard A, Tran TD, Hoang HT, Vu VT, Jensen LS. Greenhouse gas emissions from passive composting of manure and digestate with crop residues and biochar on small-scale livestock farms in Vietnam. Environ Technol. 2015; 36: 2924-35. doi: 10.1080/09593330.2014.960475

Wang G, Li Q, Dzakpasu M, Gao X, Yuwen C, Wang XC. Impacts of different biochar types on hydrogen production promotion during fermentative co-digestion of food wastes and dewatered sewage sludge. J Waste Manag. 2018; 80: 73-80. doi: 10.1016/j.wasman.2018.08.042

Woolf D, Amonette JE, Street-Perrott FA, Lehmann J, Joseph S. Sustainable biochar to mitigate global climate change. Nat Commun. 2010; 1:56. doi: 10.1038/ncomms1053

Wright MM, Brown RC, Boateng AA. Distributed processing of biomass to bio-oil for subsequent production of Fischer-Trapsch liquids. Biofuels Bioprod Biorefining. 2008; 2: 229-238. doi: 10.1002/bbb.73

Yamato M, Okimori Y, Wibowo IF, Anshori S, Ogawa M. Effects of the application of charred bark of Acacia mangium on the yield of maize, cowpea and peanut, and soil chemical properties in South Sumatra, Indonesia. J Soil Sci Plant Nutr. 2006; 52: 489-95. doi: 10.1111/j.1747-0765.2006.00065.x

Zandonadi DB, Santos MP, Busato JG, Eustáquio L, Peres P, Façanha AR. Plant physiology as affected by humified organic matter. Theor Exp Plant Physiol. 2013; 25(1926): 12–25. doi: 10.1590/S2197-00252013000100003

Zandonadi DB, Santos MP, Medici LO, Silva J. Ação da matéria orgânica e suas frações sobre a fisiologia de hortaliças. Hortic Bras. 2014;14–20. doi: 10.1590/S0102-05362014000100003

Zhang W, Han DY, Dick WA, Davis KR, Hoitink HAJ. Compost and compost water extract-induced systemic acquired resistance in cucumber and Arabidopsis. Phytopathology. 1998; 88: 450-455. doi: 10.1094/PHYTO.1998.88.5.450

Zhang Y, Cui Y, Chen P, Liu S, Zhou N, Ding K, Fan L, Peng P, Min M, Cheng Y, Wang Y, Wan Y, Liu Y, Li B, Ruan R. Gasification technologies and their energy potentials. In: Sustainable resource recovery and zero waste approaches. Elsevier. 2019;193-206. doi: 10.1016/B978-0-444-64200-4.00014-1

Zheng H, Wang Z, Deng X, Herbert S, Xing B. Impacts of adding biochar on nitrogen retention and bioavailability in agricultural soil. Geoderma. 2013; 206: 32-9. doi: 10.1016/j.geoderma.2013.04.018

Zhou M, Liu Y, Zeng G, Li X, Xu W, Fan T. Kinetic and equilibrium studies of Cr(VI) biosorption by dead Bacillus licheniformis biomass. World J Microbiol Biotechnol. 2007: 23; 43-48. doi: 10.1007/s11274-006-9191-8

Zhou X, Qiao M, Su JQ, Wang Y, Cao ZH, Cheng WD, Zhu YG. Turning pig manure into biochar can effectively mitigate antibiotic resistance genes as organic fertilizer. Sci Total Environ. 2019; 649: 902-908. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.368

Ziagova M, Dimitriadis G, Aslanidou D, Papaioannou X, Tzannetaki EL, Liakopoulou-Kyriakides M. Comparative study of Cd(II) and Cr(VI) biosorption on *Staphylococcus xylosus* and *Pseudomonas* sp. in single and binary mixtures. Bioresour Technol. 2007; 98: 2859-2865. doi: 10.1016/j.biortech.2006.09.043

CAPÍTULO 9

INOVAÇÕES TECNOLÓGICAS NO MONITORAMENTO E DIAGNÓSTICO DA DEGRADAÇÃO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO

Marx Leandro Naves Silva
Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Lavras, MG. E-mail: marx@ufla.br.

Nilton Curi
Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Lavras, MG. E-mail: niltcuri@ufla.br.

Bernardo Moreira Cândido
Instituto Agronômico de Campinas, Centro de Solos e Recursos Ambientais, Campinas, SP. E-mail: bernardocandido@gmail.com.

Bruno Teixeira Ribeiro
Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Lavras, MG. E-mail: brunoribeiro@ufla.br

Bruno Montoani Silva
Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Lavras, MG. E-mail: brunom.silva@ufla.br.

Junior Cesar Avanzi
Universidade Federal de Lavras, Departamento de Ciência do Solo, Lavras, MG. E-mail: junior.avanzi@ufla.br.

1 . INTRODUÇÃO

O homem é frequentemente responsável por causar danos ao ambiente, notadamente, no solo e na água. Quando se realiza uma atividade agronômica, deve-se estar ciente de que ela pode trazer impactos negativos ao ambiente, sendo necessárias medidas de prevenção, monitoramento, controle e/ou recuperação. O solo é responsável pela ciclagem de elementos químicos, haja vista que sequestra carbono, regula o ciclo hidrológico e é um suporte da biodiversidade da fauna e da flora, entre outras funções ambientais.

O recurso natural solo está em constante interação com a litosfera, hidrosfera, biosfera e atmosfera. Em decorrência destas relações, a degradação do solo é um dos componentes de risco para a manutenção da vida no planeta. Os processos de degradação, entretanto, precisam ser diagnosticados a tempo de serem interrompidos e recuperados. Deste modo, em sistemas integrados de produção, as técnicas inovadoras de monitoramento e de diagnóstico da degradação e conservação do solo e da água são de grande importância para a sustentabilidade dos solos agrícolas.

No mundo, a agricultura se tornou cada vez mais especializada, com benefícios voltados à produção e acessibilidade de alimentos. Ao mesmo tempo, a produção agrícola especializada e a monocultura têm levantado preocupações com relação ao bem-estar animal, à degradação ambiental e perda da biodiversidade. Uma alternativa à agricultura convencional é a integração de culturas e animais no contexto agropecuário. A agricultura integrada de lavouras, florestas e pecuária pode melhorar à qualidade do solo, aumentar a produção sustentável, produzir uma diversidade maior de alimentos, melhorando a eficiência do uso da terra (FAO, 2010).

No entanto, a agricultura e a agropecuária nunca estão isentas de desafios, haja vista que os produtores frequentemente necessitam de informações especializadas em agricultura, criação de animais, diversidade genética, infraestrutura de processamento de produtos de origem animal etc. Estes aspectos foram abordados por Hilimire (2011) em sua revisão sobre sistemas integrados de produção nos EUA.

Estudos conduzidos por Franzluebbers et al. (2014) sobre os impactos agronômicos e ambientais dos sistemas integrados agrícolas e de pastagens na América do Norte e do Sul, indicaram que a agricultura se tornou cada vez mais especializada em resposta às pressões políticas, reguladoras, sociológicas e econômicas, buscando atender às demandas de um mercado cada vez maior do setor de processamento de alimentos e fibras. No entanto, há uma preocupação crescente com sistemas agrícolas especializados, devido aos impactos potencialmente negativos ao ambiente, à redução da qualidade do solo, à eutrofização dos corpos d'água, ao aumento das emissões de gases de efeito estufa e às perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico. Os mesmos autores realizaram uma revisão sobre os sistemas integrados de produção na América do Norte e do Sul e realçaram os seguintes aspectos: (1) substanciais ganhos na produtividade de culturas agrícolas quando cultivadas após pastagens; (2) aumento do teor de matéria orgânica do solo relacionado às pastagens perenes; (3) melhoria na infiltração de água no solo com consequente redução na perda de solo e água; e (4) ganhos sinérgicos, entre os sistemas de cultivo e pecuária, no tocante à produtividade sustentável e ao ambiente.

Trabalhos conduzidos, envolvendo sistemas integrados de produção agropecuária sustentável sob sequeiro e irrigação por Blanco-Canqui et al. (2016) nos EUA, apontaram efeito benéfico dos resíduos de milho (*Zea mays* L.) nas pastagens subsequentes e na redução das perdas de solo.

Na China, estudos desenvolvidos por Dai et al. (2018) indicaram que a expansão das áreas de plantios agrícolas, em todo o mundo, tem levantado preocupações sobre sua capacidade de oferecer suporte a vários serviços ecossistêmicos. Foram avaliados cinco tipos de ecossistemas e serviços (produção de madeira, provisão de água, armazenamento de carbono, conservação do solo e retenção de água) fornecidos por florestas plantadas e naturais. Os resultados mostraram que os benefícios gerais dos serviços ecossistêmicos foram mais altos em cultivos mistos, seguidos por plantações de coníferas e de folhas largas. Além disso, a proteção das florestas naturais foi realçada. Estudos semelhantes conduzidos por Saad et al. (2018), utilizando os modelos *Universal Soil Loss Equation* (USLE) e InVEST, evidenciaram que trabalhos futuros devem considerar as estratégias de restauração da vegetação nas áreas de recarga de água, os sistemas de manejo conservacionista e a biodiversidade na agropecuária.

O monitoramento, diagnóstico, dimensionamento e a simulação de cenários dos processos de degradação do solo são fundamentais na gestão agropecuária moderna. O

principal enfoque nesta linha, refere-se à melhoria da eficiência desses procedimentos, aprimorando sua acurácia e agilidade, através de conceitos e tecnologias inovadores, notadamente nos sistemas integrados de produção agrícola. Ao longo dos anos, a versatilidade, a acurácia e a facilidade de acesso oferecidas pelos softwares e pelos sistemas gerenciados por eles, têm conduzido a uma aceitação crescente pela comunidade científica e técnica. Novos sistemas baseados em sensores próximos, robótica, modelagem, inteligência artificial, transmissão de dados via internet e outras tecnologias têm se mostrado capazes de reduzir a dependência atual da agricultura à produtos químicos, melhorar sua sustentabilidade, reduzir o impacto ambiental e otimizar seu gerenciamento (Saiz-Rubio e Rovina-Más, 2020). Para isso, os profissionais envolvidos devem trabalhar em grupos de pesquisa multidisciplinares e acompanhar a rápida evolução destas tecnologias (Lopes e Steidle Neto, 2011).

Portanto, pretende-se neste capítulo abordar o potencial das inovações tecnológicas de monitoramento e diagnóstico da degradação e conservação do solo e da água nos sistemas integrados de produção agropecuária.

2 . REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Sistemas integrados de produção agropecuária

Os sistemas integrados de produção agropecuária visam explorar sinergismos e propriedades emergentes, frutos de interações nos compartimentos solo-planta-animal-atmosfera de áreas que integram atividades de produção florestal, agrícola e pecuária (Moraes et al., 2012). No Brasil, os sistemas mais difundidos de integração lavoura-pecuária envolvem associações de pecuária de corte ou leite (bovinos, ovinos e caprinos) com cultivos agrícolas (soja, feijão, milho, arroz, trigo, algodão, cana de açúcar e mamona) e florestais (eucalipto, pinus, seringueira e acácia), dentre outros, normalmente em larga escala. São interações planejadas em diferentes escalas espaço- temporais, abrangendo a exploração de produtos agrícolas (frutas, grãos, madeira, fibra, combustível, óleos, resinas etc.) e animais (ruminantes e monogástricos) na mesma área, de forma concomitante ou sequencial, e mesmo entre áreas distintas (Anghinoni et al., 2013), na Figura 1 observa-se o sinergismo e os benefícios dos sistemas integrados de produção.

Figura 1. Sinergismo no ciclo dos sistemas integrados de produção na agricultura, pecuária e floresta e as vantagens, como a otimização de nutrientes, os resíduos dos sistemas e a conservação do solo. Fonte: elaborado pelos autores.

Os sistemas integrados de produção agropecuária apresentam diferentes possibilidades de cultivos consorciados, em rotação ou em sucessão no espaço e no tempo. Crusciol et al. (2018) produziram uma revisão sobre o consórcio de lavouras gran03íferas com forrageiras perenes tropicais, considerados sistemas integrados simples. Estudos conduzidos por Lima et al. (2014; 2018) concluíram que o plantio do milho solteiro apresentou menor índice de cobertura vegetal, seguido do cultivo de feijão-de-porco solteiro e do consórcio entre as duas espécies vegetais. O consórcio entre as espécies apresentou maior potencial no controle de processos erosivos, uma vez que seu cultivo resulta em menores perdas de solo, se comparado ao cultivo solteiro das espécies estudadas. Esse aspecto é de grande importância para os pequenos e médios agricultores. A integração de florestas e lavouras e, ou, pastagens (incluindo animais) têm sido reconhecida como forma de uso das terras visando melhorias sociais e econômicas e sustentabilidade ambiental dos sistemas de produção (Porfírio da Silva, 2018). Segundo Soares et al. (2018), a combinação do componente animal, sobre pastagens com produção agrícola, representa uma oportunidade de gerar renda e promover benefícios agrícolas e ambientais em relação aos sistemas tradicionais. Além disso, otimiza os fatores bióticos (plantas e animais) e abióticos (água, nutrientes, radiação solar e temperatura) de produção, aumentando assim a produtividade sustentável e a rentabilidade das terras.

Os sistemas integrados de produção agropecuária têm a capacidade de prover

diversificação aos sistemas produtivos, o que, aliada às boas práticas agropecuárias e à agricultura conservacionista, resulta em um sistema único de suplantação do dilema produção *versus* conservação. Os desafios atuais de sua implantação estão na complexidade estrutural do sistema cujo requerimento de conhecimento técnico, econômico, entre outros, são muito mais elevados, comparados com os sistemas isolados. As condições edafoclimáticas do Brasil permitem ampla diversificação de sistemas produtivos, com variados arranjos espaço-temporais (Moraes et al., 2018), conforme pode ser observado na Figura 2.

Atualmente, as ações de conservação do solo e da água consideram o ecossistema agrícola não apenas como provedor de alimentos e fibras para geração sustentável de renda ao produtor e segurança alimentar, mas também como provedor de serviços ambientais (Balbino et al., 2019). Segundo os mesmos autores, os sistemas integrados aliados à semeadura direta são, potencialmente, as principais estratégias de produção agropecuária sustentável, em particular nos trópicos. No Brasil, verifica-se um proeminente avanço das tecnologias que compõem os diferentes sistemas, suas modalidades e seus arranjos de integração com inúmeros benefícios tecnológicos, econômicos, sociais, ecológicos e ambientais.

Figura 2. Demonstração da variabilidade no tempo e no espaço, biodiversidade e os arranjos complexos dos sistemas integrados de produção. Fonte: elaborado pelos autores.

2.2 Degradação e conservação do solo e da água

A degradação do solo pode ser química, física ou biológica. A principal forma de degradação do solo no Brasil é a física, destacando-se a erosão hídrica. Esta engloba o desprendimento e arraste das partículas do solo pela água por meio de chuvas erosivas, podendo causar erosão laminar, em sulcos, voçorocas, deslocamentos de massa, túneis, pináculos e pedestais. Para formar 10cm de solo, estima-se que sejam necessários cerca de dois mil anos (Oldeman, 1994; Brasília, 2015), o que justifica a preocupação acerca de que o uso e manejo incorretos do solo podem causar danos permanentes. Neste contexto, perdas da ordem de 5 a 7 milhões de hectares têm sido registradas anualmente no Brasil. Estimativas indicam que cerca de metade dos solos férteis do planeta teriam sidos perdidos nos últimos 150 anos (Brasília, 2015).

O solo é um recurso natural lentamente renovável e essencial para a manutenção do ser humano e dos ecossistemas naturais, garantindo alimento, energia e quantidade/qualidade da água. O uso e manejo indiscriminados do solo causam sua degradação, com efeitos econômicos e sociais negativos para as gerações presentes e futuras. Atualmente, aproximadamente 800 milhões de pessoas estão em situação de insegurança alimentar ao redor do mundo (Lal, 2013) e 2 bilhões têm acesso restrito à água (World Health Organization e UNICEF, 2015; Paul Obade e Lal, 2016). Além disso, a população mundial deverá atingir 9,1 bilhões de pessoas em 2050 e, consequentemente, a demanda por alimentos também crescerá drasticamente (Alexandratos e Bruinsma, 2012).

Considerando que cerca de 50% da superfície terrestre é dedicada à agricultura e mais de 99,7% da alimentação humana provêm da terra (Pimentel, 2006), o solo é um fator chave para a segurança alimentar das futuras gerações. Assim, o entendimento dos fatores que causam a sua degradação, bem como o monitoramento respectivo, é essencial para a correta implementação de estratégias que visem à recuperação e conservação dos ecossistemas e ambientes agrícolas.

Grandes volumes de água deixam de infiltrar naturalmente nos solos, em decorrência da redução da cobertura vegetal e do uso e manejo incorretos do solo. Milhares de cursos d'água têm se tornados secos devido às alterações do ciclo hidrológico e do nível do lençol freático, situação nitidamente agravada na última década no Brasil (Silva e Curi, 2001). Este déficit, aliado à ampliação das demandas de consumo de água, tem provocado colapso no sistema de abastecimento de água em vários municípios brasileiros. Outro aspecto é que os sedimentos provenientes da erosão hídrica podem conter concentrações substanciais de sementes, insumos e defensivos agrícolas, desencadeando processos de poluição de cursos de água. O material erodido é carregado para corpos de água superficiais ou subterrâneos, provocando o assoreamento de várzeas, rios, e reservatórios naturais ou artificiais. Isso diminui a disponibilidade de água para o ecossistema, consumo humano, produção de energia e sistemas integrados de produção agrícola. Em várias regiões do

Brasil, a falta d'água potável já é um problema grave, podendo ser considerado também um grande desastre ambiental (Silva e Curi, 2001).

Vários estudos têm comprovado vantagens dos sistemas agrícolas diversificados, entre estes, pode ser citado o estudo conduzido por Lima et al. (2018), em parcelas-padrão de perdas de solo e água para a cultura do milho em consórcio com plantas de cobertura, onde foram registradas menores perdas por erosão hídrica. Trabalho com resultados semelhantes foi conduzido por Beniaich (2018) e Beniaich et al. (2020) para a cultura da oliveira em consórcio com plantas de cobertura. Estudos englobam perdas de solos para o Brasil, utilizando parcelas-padrão e USLE, conduzidos por Anache et al. (2017) e Silva et al. (2019c), observaram que as menores perdas de solo por erosão ocorreram nos sistemas integrados de produção agropecuária.

Estudos conduzidos por Neves et al. (2007), em sistemas integrados de produção, indicaram que o manejo imposto ao solo para implementação do sistema integrado agricultura-floresta-pastagem afetou os atributos físicos e o carbono orgânico total do solo em relação ao Cerrado nativo, notadamente na camada mais superficial (0-5 cm). A densidade do solo, o volume total de poros, a microporosidade, macroporosidade e estabilidade de agregados, embora tendo sido afetados, apresentaram valores dentro da faixa considerada não restritiva ao crescimento e desenvolvimento do sistema radicular das plantas. No geral, houve indicação de melhoria na qualidade do solo, no tocante à vulnerabilidade, à erosão hídrica nos sistemas integrados, quando comparados aos sistemas convencionais de uso e manejo do solo.

Estudos de qualidade do solo são importantes para o entendimento de sua interação com o ecossistema como um todo. Nesse contexto, estudos conduzidos por Neves et al. (2009), em sistemas integrados de produção, indicaram que microrganismos do solo desempenham papel fundamental para manutenção e produtividade de vários agroecossistemas. Com o aumento do tempo de implantação do sistema integrado de produção, houve uma recuperação do carbono da biomassa microbiana. Freire et al. (2012) concluíram que os sistemas convencionais de manejo de pastagens, florestas de eucalipto e culturas da soja e arroz sofreram reduções no índice de qualidade do solo quando comparados aos sistemas de referência (florestas nativas), sendo que apenas os sistemas integrados de produção, considerando as mesmas culturas citadas acima, apresentaram valores superiores de qualidade do solo quando comparados aos sistemas de referência. Estes estudos corroboram, com observações de Freitas et al. (2013), sobre a qualidade do solo em sistemas de manejo do solo no cerrado.

Entre as medidas conservacionistas de controle e recuperação, destacam-se: a) a recuperação das matas ciliares, matas de galeria, dos topos de morros, das várzeas e veredas; b) o fomento e a implementação de práticas de conservação do solo e da água, como o plantio em nível e terraceamento (Silva et al., 2017; Cucchiaro et al., 2020) e as

bacias de captação de água; c) a adoção do plantio direto; d) o manejo sustentável das pastagens e) a priorização de recomposição da reserva florestal legal para as classes de solos com indicação de uso menos intensivo (Silva et al., 2013) o estímulo e os subsídios à recuperação de áreas degradadas e à conservação do solo em áreas de recarga de água; e , por último, g) a introdução dos sistemas integrados de produção na agricultura, pecuária e silvicultura. O monitoramento da qualidade do solo, em sistemas de manejo através de tecnologias de instrumentação inovadoras, apresenta grande potencial modulador dos conceitos de sustentabilidade (Freitas et al., 2012; Lima et al., 2016).

No campo social, uma grande inovação na gestão do solo é a possibilidade de pagamento por serviços ambientais ou serviços ecossistêmicos, constituindo uma tendência mundial atual. Esse mecanismo tem como diferencial o incentivo aos agricultores, para que exerçam o papel de protetores dos recursos naturais, solo e água, eliminando ou minimizando os principais problemas relacionados com o uso e manejo incorretos do solo, buscando os sistemas conservacionistas e a biodiversidade (Avanzi et al., 2011; Saad et al., 2018; Saad et al., 2021).

2.3 Coleta de dados em escala espacial e temporal

Considerando a complexidade e dinâmica dos processos nos sistemas integrados de produção, pesquisadores e técnicos têm notado, cada vez mais, que as diversas facetas dos sistemas de produção agrícola não podem ser tratadas de maneira homogênea no que diz respeito à medição dos atributos de solo nas áreas agrícolas. Neste contexto, as variaç**ões** espacial e temporal devem ser consideradas (Figura 2) para que se possa ter um melhor aproveitamento e sinergismo dos arranjos projetados nestes sistemas, o que está de acordo com dados de Farias et al. (2003).

Na conservação do solo e da água, há uma demanda crescente por dados de solos, em diferentes escalas espaciais e temporais, para se chegar a resultados de diagnóstico, monitoramento e controle dos problemas, de modo mais robusto e exato, notadamente nos sistemas integrados de produção agropecuária. Em uma escala espacial e temporal referente às diferentes condições que um determinado solo, sob sistemas de produção, a variabilidade de dados de solo pode apresentar em termos de atributos relacionados (no caso específico da conservação do solo): infiltração de água, compactação, erosão hídrica, estoque de carbono, ciclagem e perdas de nutrientes entre outros quesitos relevantes à sustentabilidade, sejam eles espaciais – quando se avalia as variações dos atributos de solo dentro da área de cultivo – ou temporais – quando se avalia as variações dos atributos de solo em relação ao tempo de cultivo.

A variabilidade dos atributos de solo, sob sistemas envolvendo plantas cultivadas, apresenta três categorias: espacial, temporal e preditiva. A variabilidade espacial é observada ao longo da área de plantio e pode ser facilmente constatada em mapas temáticos de atributos do solo. Já a variabilidade temporal é vista quando se comparam

mapas temáticos de atributos de solo em vários anos e a variabilidade preditiva consiste na diferença entre a previsão de algum atributo de solo e o que realmente ocorreu, sendo necessário entendê-las e, sobretudo, mensurá-las (Blackmore e Larsdcheid, 1997).

Nos sistemas integrados de produção, as análises em escalas espaciais, temporais e preditivas são de grande importância pelas características destes sistemas, os quais tendem a utilizar extensas áreas e longos períodos de consórcio, sucessão e, ou, rotação das plantas e animais envolvidos. O uso de metodologias e instrumentação inovadoras apresenta alto potencial para otimizar a obtenção de dados espaciais, temporais e preditivos, auxiliando nas tomadas de decisão em tempo real.

2.4 Inovações no monitoramento e diagnóstico da conservação do solo e da água em sistemas integrados de produção

2.4.1 Modelagem da erosão hídrica

Entre os vários modelos de predição de erosão, destacam-se como mais estudados no Brasil, a *Universal Soil Loss Equation* (USLE), modelo empírico, e sua versão revisada, a *Revised Universal Soil Loss Equation* (RUSLE). Os modelos apresentam grande potencial para estimativa de cenários de perdas de solo, nos sistemas integrados de produção. O grande desafio reside na validação dos modelos (Batista et al., 2019), para os vários ambientes e na geração de dados de campo para modelos que apresentam versões que estimam perdas de solo, água, nutrientes, carbono orgânico, elementos poluidores e o custo da erosão, com abrangência temporal e espacial, adaptados e, ou, desenvolvidos para o Brasil.

Utilizando o modelo USLE, estudos de modelagem da erosão hídrica têm sido desenvolvidos por vários autores (Oliveira et al., 2012; Avanzi et al., 2013; Oliveira et al., 2013b; Silva et al., 2014b; Silva et al., 2016), visando estudar a erosão hídrica em escala de sub-bacias hidrográficas de referência com florestas plantadas de eucalipto, identificando áreas críticas com relação à erosão hídrica e embasando a adoção de práticas conservacionistas e tomadas de decisão sobre o manejo do solo, como por exemplo, o plantios em covas, os sulcos, o plantio direto, em nível ou aproximadamente em nível, e o destino dos restos culturais ao final do ciclo do eucalipto. O uso desses modelos pode ser muito útil na previsão e no monitoramento de eventos erosivos extremos, subsidiando medidas de manejo conservacionista a serem implementadas (Batista et al., 2017). Os modelos de predição da erosão hídrica também apresentam grande potencial para serem utilizados na previsão de cenários futuros nos sistemas integrados de produção.

Na pesquisa de erosão hídrica é indispensável se conhecer as características básicas da precipitação e da enxurrada e seu potencial erosivo (erosividade da chuva). As diferenças climáticas inerentes às várias condições ambientais provocam grandes

variações nos resultados, sendo que no Brasil, há poucas estações meteorológicas gerando dados climáticos para uso nos estudos de erosão hídrica, principalmente, nas áreas com agricultura altamente tecnificada, como na região dos Cerrados (Mello et al., 2013). Neste sentido, grandes avanços podem ser obtidos com a implantação de estações automatizadas e sensores de umidade do solo, com transmissão remota de dados (Silva et al., 2019c). Esses equipamentos podem contribuir de modo expressivo na geração de dados, possibilitando estudos de padrões de precipitações e suas interações com o solo, de períodos de retorno de chuvas máximas erosivas e do uso de interpoladores, utilizando conceitos de inteligência artificial, por exemplo, lógica *fuzzy*, redes neurais (Moreira et al., 2006, Moreira et al., 2008; Moreira et al., 2016) e geoestatística na espacialização dos dados (Silva et al., 2010; Aquino et al., 2012).

Especial ênfase deve ser dada às classes de solos nos estudos de erosão. Elas apresentam capacidade diferencial na resistência à erosão hídrica (erodibilidade do solo), sendo relacionada aos seus atributos intrínsecos. Para uso nos modelos, o fator erodibilidade do solo pode ser determinado por meio de métodos diretos ou indiretos (Marques et al., 1997a; Marques et al., 1997b; Silva et al., 1999; Silva et al., 2000) e em alguns modelos se separa a erosão em sulcos e entre sulcos. Uma abordagem pedológica deve ser dada para o entendimento do comportamento de cada solo em relação à erodibilidade no contexto de paisagem (Avalos et al., 2018).

Sobre o fator erodibilidade, os bancos de dados obtidos de modo direto têm sido gerados nas últimas décadas no Brasil. Entretanto, necessita-se de mais informações sobre este fator para as várias classes de solos (Silva et al., 2019c). Considerando uma nova abordagem, deve-se incluir os solos antropizados pelo uso agrícola. O homem tem provocado profundas modificações no ambiente, gerando solos com características distintas dos solos naturais. Neste contexto, é possível incluir os solos manejados nos sistemas integrados de produção agropecuária, caracterizados de longo prazo.

Apesar do grande avanço nas relações erodibilidade-forças exógenas do processo erosivo, Wang et al. (2013) relatam algumas lacunas que a pesquisa deve avançar, tais como: (1) moderna concepção da erodibilidade baseada em processos físicos; (2) determinação dos atributos de solo (método indireto), para diferentes condições de solos; (3) melhor compreensão dos mecanismos associados às variações temporais na erodibilidade do solo, uma vez que esta pode estar relacionada a fatores antrópicos; e (4) carência de métodos específicos na quantificação da erodibilidade em áreas com problemas substanciais de voçorocamentos.

Um fator de grande importância é o topográfico, que envolve a declividade, o comprimento de rampa e a pedoforma. A sua determinação, em ambiente digital, possibilita a sistematização e a padronização metodológica, tornando-se fundamental no estudo de modelagem da erosão hídrica (Oliveira et al., 2013a). O uso de técnicas de Inteligência

Artificial, Sistema de Informações Geográficas, Algoritmos, Interpoladores, Modelos Digitais de Elevação, Mapas Contínuos no formato raster e Modelos de Pedoformas, possibilita a modelagem da paisagem em grande escala, considerando os efeitos da complexidade topográfica, permitindo a aplicação de diferentes modelos e melhoria da estimativa desses, reproduzindo com fidelidade o fluxo preferencial de escoamento da água nas redes de drenagem e nos sulcos de erosão hídrica (Oliveira et al., 2012; Silva et al., 2019a; Silva et al., 2019c). Estes aspectos são fundamentais para os estudos de erosão nos sistemas integrados de produção agropecuária.

A cobertura vegetal do solo é extremamente importante na aplicação de modelos de erosão. O desenvolvimento vegetativo, o manejo das plantas cultivadas, o sistema radicular, a arquitetura da planta, a fisiologia, a deposição e a decomposição dos seus resíduos são variáveis extremamente importantes no processo de modelagem da erosão. Medições de sensoriamento remoto, através de sensores, que determinam o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) ou através de máquinas fotográficas digitais (RGB), permitem avaliar os diferentes estágios de desenvolvimento de determinada vegetação nativa ou cultivada (Beniaich et al., 2019), podendo ser utilizados na obtenção do fator cobertura vegetal na modelagem da erosão hídrica e nos estudos de impacto ambiental em larga escala, como, por exemplo, nos sistemas integrados de produção, os quais consideram os diferentes extratos de vegetação em consórcio, rotação ou sucessão. Panagos e Katsoyiannis (2019) ressaltam que séries temporais do NDVI, incluindo as fases fenológicas, contribuem para uma modelagem mais acurada, com estimativas mensais dos fatores de proteção da cobertura vegetal, resultando em avaliações dinâmicas da erosão do solo.

Tecnologias conservacionistas relacionadas ao controle e à recuperação de áreas erodidas constituem também fator relevante na magnitude das perdas de solo e água. No Brasil, são raros os estudos relacionados às perdas de água por erosão, constituindo importante lacuna científica e prática, tendo em mente a tendência de incremento dos períodos de estiagem atuais.

A pesquisa de erosão do solo no Brasil tem sido concentrada na obtenção de valores de perdas de solo e água em parcelas experimentais de tamanho médio e pequeno, em várias condições de clima, solo e sistemas de uso e de manejo. Nos sistemas integrados de produção, metodologias específicas devem ser desenvolvidas para a determinação destes valores de perdas de solo e água, destacando-se a adoção de tecnologias de automação na coleta de dados de sedimentos e fluxo superficial de água. É importante que essas pesquisas sejam também desenvolvidas e seus dados modelados no contexto de bacias hidrográficas, nas quais os valores de referência de tolerância de perdas de solo e água sejam definidos com base na sustentabilidade dos sistemas de produção. Além de considerar aspectos econômicos, quedas de produtividade, perdas de nutrientes e carbono

orgânico, assoreamento de corpos d’água e alterações no ciclo hidrológico natural.

Estudos conduzidos na Austrália, por Thomas et al. (2018), indicam que a manutenção da capacidade produtiva dos solos agrícolas exige um manejo cuidadoso, considerando variações climáticas e vulnerabilidade diferencial de solos à degradação pela erosão hídrica. Salientam ainda que os gestores dos sistemas integrados de produção agrícola e pecuária devem ter em mente a sustentabilidade e a lucratividade a longo e curto prazos, respectivamente. Explorações lucrativas e sustentáveis exigem inovações contínuas. Visando avaliar as relações produtividade-erosão, os autores utilizaram modelos de estimativa da erosão com base na USLE. Diante dos resultados eles observaram que as opções de manejo testadas apoiam os princípios da agricultura conservacionista e possibilitaram a produção sustentável dos sistemas agrícolas integrados. Os autores concluíram que: (1) o aumento da participação de leguminosas nas pastagens pode beneficiar consistentemente a produção agrícola e os indicadores ambientais; (2) as intervenções de manejo direcionadas à cobertura vegetal têm grande potencial para reduzir as taxas de erosão do solo; (3) em solos com erodibilidade alta, o manejo conservacionista, durante períodos críticos, pode diminuir substancialmente o risco de erosão, sendo que o início das intervenções de manejo é crítico; e (4) o manejo correto das pastagens e da destinação dos resíduos da colheita é fundamental para evitar o desenvolvimento de áreas críticas de degradação do solo pela erosão hídrica.

2.4.2 Inteligência artificial

Espera-se que a população mundial cresça mais dois bilhões de pessoas até 2050, em uma taxa de crescimento de 20%, enquanto a área arável deve expandir em apenas 5% (FAO, 2013). Portanto, são necessárias técnicas agrícolas “inteligentes” e eficientes para melhorar a produtividade agrícola. A avaliação da adequação da terra é uma das ferramentas essenciais para o desenvolvimento da agricultura. Várias inovações tecnológicas estão sendo implementadas para coletar e processar informações agrícolas.

O rápido desenvolvimento de redes de sensores sem fio desencadeou o *design* de dispositivos menores e de baixo custo, como a internet, constituindo ferramenta viável para automatizar e tomar decisões no domínio da agricultura. Sistemas especializados, integrando redes de sensores com sistemas de Inteligência Artificial (IA), como redes neurais e *Multi-Layer Perceptron*, têm sido indicados para avaliação da adequação das terras agrícolas. Essa avaliação é baseada na entrada de dados obtidos de vários dispositivos e sensores, os quais são usados para treinar o sistema. Esse modelo pode ser usado para avaliar e classificar as terras após cada cultivo (Vincent et al., 2019).

Estudos conduzidos por Eli-Chukwu (2019) têm demonstrado que a aplicação da IA tem sido uma necessidade crescente no setor agrícola, com grande potencial, no tocante

aos sistemas integrados de produção. O setor agrícola tem enfrentado numerosos desafios para maximizar seus rendimentos, incluindo, entre outros, o manejo inadequado do solo, a compactação e a erosão hídrica. O grande volume de informações geradas tem requisitado sistemas de gerenciamento de *big data* e as tomadas de decisão têm se apoiado em sistemas com os conceitos de IA, devido a sua flexibilidade, alto desempenho, acurácia e relação custo-benefício favorável. Como exemplo pode ser citado o apoio para definição da melhor combinação plantas-animais, conciliando produtividade e sustentabilidade no espaço e no tempo (Farias et al., 2003).

Uma abordagem crescente, em consonância com a Agricultura 4.0, é o uso de aprendizagem de máquina (*machine-learning*) para auxiliar tomadas de decisão relativas à ocorrência de degradação do solo. Peixoto et al. (2019a) encontraram estreita relação entre a degradação física do solo, particularmente, a compactação, diagnosticada através de relações entre atributos físicos do solo, e as características biométricas das plantas de soja, incluindo a produtividade. Para tal foram analisadas 15 variáveis (densidade do solo, resistência a do solo à penetração, energia integral, macroposidade, microporosidade, porosidade total, capacidade de água disponível, porosidade do solo no domínio dos macroporos, capacidade de aeração, capacidade de aeração da matriz do solo, capacidade de campo relativa, água prontamente disponível, capacidade de água disponível com ponto de inflexão, água prontamente disponível com ponto de inflexão e índice S) as quais foram ranqueadas, de acordo com sua importância para predição de alterações da estrutura do solo que impactaram a produção vegetal. Dessas, as melhores ranqueadas foram resistência do solo a penetração, densidade do solo, capacidade de campo relativa, índice S e capacidade de aeração, isso sendo possível ao se empregar o algoritmo *Random Forest*. Tal abordagem constitui avanço no diagnóstico integrado solo-planta relativo à degradação física do solo.

Ao longo do século passado, a agricultura passou de uma indústria intensiva em mão de obra para sistemas de produção intensivos em mecanização e produção de energia, enquanto nos últimos quinze anos a indústria agrícola iniciou a utilização de técnicas digitais. Agora, os robôs e a inteligência artificial podem ser usados para apoiar atividades, como, por exemplo, colheita de frutos e capina seletiva, anteriormente totalmente dependente de mão-de-obra braçal a custos mais elevados. O processo de automação pode se estender às práticas tais como aração, gradagem, subsolagem, tratos culturais e colheita etc. Em muitos casos, os robôs podem trabalhar em parceria com os seres humanos. Essa abordagem desencadeia impactos éticos, legislativos e sociais complexos. Uma questão-chave inclui os efeitos a curto e médio prazos da agricultura robotizada nos empregos do setor. As condições, as restrições e as relações trabalho-tecnologia na avaliação do efeito da adoção da automação e robótica na agricultura, foram recentemente abordadas por Marinoudi et al. (2019).

2.4.3 Visão computacional

A tecnologia de visão computacional ou de máquina tem potencial para apoiar a agricultura, notadamente nos sistemas integrados animais-plantas. Tal tecnologia, empregando sensoriamento remoto terrestre e aéreo para avaliações de recursos naturais na atividade agro-silvo-pastoril, englobando detecção de qualidade, segurança de produtos pós-colheita, classificação e automação de processos, tende a ser mais difundida (Chen et al., 2002).

Nesta tecnologia, os avanços deverão tornar os sistemas agrícolas mais acurados, robustos e de menor custo. Por exemplo, um requisito operacional, em tempo real, pode ser atendido com apoio de um computador de alta velocidade. O painel de aquisição de imagens recebe dados de imagem de uma câmera, realiza o processamento e armazena os dados. A velocidade e a taxa de transferência de dados são rápidas o suficiente para atender às necessidades em tempo real para as atividades agrícolas. Neste contexto, ferramentas mais recentes, como redes neurais, lógica *fuzzy* difusa podem ser empregadas. Como exemplo de aplicação, Chao et al. (2001) usaram um sistema de imagem em cores para classificar vísceras de carcaças saudáveis e prejudiciais de aves, tendo desenvolvido um software neuro-*fuzzy* para aprimorar a robustez da classificação do sistema de imagem em cores.

Tendo-se em mente que a vegetação, os alimentos e produtos agrícolas são materiais biológicos, suas diferenças nas características de absorção de luz são importantes no contexto acima. Técnicas de imagem hiperespectral, associando espectroscopia e imagem (Chen et al., 2002), têm aplicações potenciais nos sistemas integrados de produção agropecuária.

Para se analisar dados de imagens hiperespectrais, as características espectrais em cada pixel e as diferenças entre pixels podem ser utilizadas. Por exemplo, nas imagens hiperespectrais de frutas, os picos de absorção específicos nas faixas de clorofila e carotenóides, podem ser usados para acessar defeitos, danos ou contaminação nas superfícies dessas plantas. Com faixas ideais definidas, elas podem ser implementadas através de um sistema de imagem para aplicações on-line ou em tempo real (Kim et al., 2001a; 2001b).

2.4.4 Técnicas de rastreamento físico e químico

O uso de técnicas de monitoramento da erosão hídrica, ciclagem de nutrientes e carbono em sistemas integrados de produção agropecuária podem embasar tomadas de decisão, tanto no controle da erosão hídrica quanto na fertilização e nutrição das plantas e na alimentação dos animais envolvidos no sistema. Técnicas inovadoras englobam o uso

dos sinais de radares, das assinaturas espectrais, o uso das propriedades mineralógicas, térmicas, magnéticas e o carbono orgânico do solo, o uso de elementos químicos traçadores, polímeros sintetizados, nano-sensores e partículas fluorescentes, deverão ser difundidas num futuro próximo. Neste sentido, indicações de fontes de deposição de sedimentos através *fingerprints* (Batista et al., 2018; Lima et al., 2020; Bispo et al., 2020; Batista et al., 2021) têm sido utilizadas a fim de elucidar os processos que regem a transferência de sedimentos, nutrientes e carbono orgânico oriundos da erosão hídrica para os corpos de água nos sistemas convencionais e integrados de produção, localizados em bacias hidrográficas. A acessibilidade às informações relativas ao processo de transferência de nutrientes e carbono orgânico, dentro dos sistemas integrados de produção agropecuária, pode auxiliar o estabelecimento de arranjos espaciais e temporais mais eficientes na ciclagem destes componentes.

Em áreas com substancial erosão do solo, é necessário identificar as fontes que fornecem sedimentos aos rios e cursos d'água a fim de melhorar a compreensão dos processos de erosão e orientar o uso e manejo do solo. Elementos geoquímicos têm sido frequentemente usados como marcadores ambientais em estudos desta natureza. Entre eles, as formas de fósforo têm sido frequentemente empregadas para rastrear especificamente sedimentos provenientes de áreas agrícolas (Tiecher et al., 2019) e fontes de sedimentos em bacias hidrográficas (Bispo et al., 2017).

2.4.5 Sensores embarcados em veículo aéreo não-tripulado ou robôs

Na agricultura, o uso de sensores está ajudando os produtores a serem mais eficientes e impactando positivamente as questões da conservação do solo e ambientais. Também chamada de agricultura inteligente, essa nova estratégia permite a maximização dos rendimentos ao usar recursos mínimos, como água, fertilizantes e sementes.

Atualmente, têm sido utilizados vários tipos de sensores na agricultura. Eles fornecem dados que ajudam os agricultores no monitoramento do manejo, a conservação e otimização dos sistemas diversificados de cultivo do solo, bem como, a adaptação a fatores ambientais variáveis no espaço e no tempo. Alguns dos principais sensores são:

a. **Sensores de localização:** esses sensores usam sinais de satélites via *Global Positioning System* (*GPS*) para determinar a latitude, a longitude e a altitude, permitindo uma representação topográfica acurada do terreno, de grande importância no mapeamento digital do solo (Silva et al., 2019a). Esses dispositivos são úteis, por exemplo, para elaborar mapas de rendimento agrícola, determinando áreas que apresentam melhores condições naturais para cultivo. Além disso, é possível mapear os limites do terreno, os tipos de solos, as estradas e benfeitorias existentes e delimitar áreas com maior potencial de acúmulo de umidade.

Essas informações são muito úteis no planejamento agrícola e estes sensores têm sido amplamente utilizados na agricultura de precisão (Rezende et al., 2019).

b. **Sensores óticos:** esses sensores são utilizados, principalmente, para medir os atributos de solo e cobertura vegetal. Eles podem ser colocados em veículos terrestres ou plataformas aéreas, como Veículo Aéreo Não Tripulado (VANT), robôs e satélites. A reflectância dos solos e os dados de cores das plantas são apenas exemplos de variáveis de sensores óticos que podem ser utilizados na agricultura. O *Light Detection and Ranging* (LIDAR) é um sensor remoto a bordo de plataformas (tripuladas ou não tripuladas) e constitui um método direto de captura de dados, possuindo fonte própria de energia, neste caso, uma fonte de luz, o laser. Sensores multiespectrais podem gerar o *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), por meio da razão entre a diferença da reflectância do infravermelho e do vermelho. Esse cálculo resulta em um índice que varia entre -1 e 1. Na prática, o valor representa a presença de vegetação, quanto maior ele é, maior é a quantidade vegetativa do local. Outros sensores amplamente utilizados são os chamados de RGB "Red", "Green" e "Blue" (vermelho, verde e azul, respectivamente), indicando que o sensor trabalha com três cores primárias, a partir das quais consegue-se identificar diversas outras cores, normalmente presentes em câmeras fotográficas digitais, podendo ser embarcadas em VANT por exemplo na cultura da oliveira em consórcio com plantas de cobertura visando diminuir o processo de erosão (Beniaich et al., 2019) e cafeeiro, floresta nativa e florestas plantadas (Felix et al., 2021).

c. **Sensores eletroquímicos:** essa constitui uma das principais aplicações de sensores na agricultura. Esses sensores fornecem informações essenciais, tais como pH e teores de nutrientes no solo. Comumente, essa tecnologia é utilizada em conjunto com veículos especialmente projetados para essa finalidade. Eles são dotados de GPS, o que ajuda a mapear os dados químicos de toda a propriedade rural (Rezende et al., 2019).

d. **Sensores mecânicos:** nessa modalidade, os sensores usam uma sonda que penetra no solo e registra as forças de resistência, por meio do uso de células de carga. Uma forma similar desta tecnologia é usada em tratores maiores para prever os requisitos de tração para equipamentos de aterramento, ou também em veículos pequenos, como quadriciclos, nos quais o sensor é acoplado ao veículo. A utilização desses sensores na agricultura é muito importante, visto que eles estimam a força por unidade de área que as raízes precisam para vencer a resistência mecânica do solo e assim penetrar nele para a absorção de água e nutrientes, principalmente, nos períodos de estiagem. Revisão abrangente sobre

esse tema foi recentemente realizada por Peixoto et al. (2019b).

e. **Sensores eletromagnéticos (EM):** esses tipos de sensores são utilizados, principalmente, para avaliar os níveis de umidade do solo. Isso é feito mediante medições da constante dielétrica, ou permissividade elétrica relativa aparente do solo, propriedade que muda dependendo da quantidade de umidade presente no solo (Vereecken *et al*., 2014). Os sensores mais utilizados são aqueles que utilizam as técnicas *time-domain reflectometry* (TDR) e *frequence-domain reflectometry* (FDR) – sensores capacitivos – esses últimos de menor custo (Romano, 2014). Outras técnicas utilizadas, mais comuns em geofísica, são a indução eletromagnética (EMI) e a tomografia de resistividade elétrica (ERT). Essas técnicas medem a resistividade elétrica do solo ou, o seu inverso, a condutividade elétrica. Como pode ser citado o estudo conduzido por Bernardi et al. (2019), cujo objetivo foi caracterizar a variabilidade espacial da resistividade elétrica do solo devido aos diferentes graus de umidade do solo, em sistemas integrados de produção agropecuária. A resistividade elétrica do solo neste trabalho foi medida com o sensor de contato *Automatic Resistivity Profiling* (ART). Os mapas obtidos estratificaram os ambientes, indicando diferenças do movimento e da acumulação de água nos horizontes do solo. A ERT possui a vantagem de predizer a umidade do solo em profundidade, possibilitando investigação a 50m ou mais, por exemplo, permitindo avaliações quanto à hidrologia do solo (Jayawickreme et al., 2011; Dick et al., 2018) e também em escala de manejo de água para irrigação (Vanella et al., 2018) e manejo do solo em si, acessando efeitos na qualidade física do solo após adoção de sistemas de manejo conservacionista (Piccoli et al., 2019). Há ainda aplicações no uso dos sensores EMI para diagnóstico da fertilidade do solo e estabelecimento de zonas de manejo na Agricultura de Precisão (Molin e Tavares, 2019). Além da umidade do solo, os autores relatam predição da CTC, dos teores de K disponível e Ca trocável, matéria orgânica, saturação por bases, salinidade e teor de argila. É importante ressaltar que esses sensores necessitam de calibração para as condições especificas de medição. Exemplos para sensor capacitivo podem ser vistos em Silva et al. (2012) e Silva et al. (2022), mostrando ineficiência de calibrações importadas de solos diferentes das condições brasileiras, comumente fornecidas pelos fabricantes. Para ERT, calibrações para medição da umidade do solo e do grau de compactação são apresentados por Melo et al. (2021). A aplicação da ERT para detectar a compactação do solo foi estudada por Peixoto et al. (2019c), os quais observaram mudanças marcantes na resistividade elétrica, medida até 100cm de profundidade, antes e depois da descompactação mecânica com subsolador (Figura 3).

Revisão realizada por Munnaf et al. (2020) analisa os princípios e as tecnologias

disponíveis neste contexto, e propõe uma síntese tecnológica futura para a implementação de sistemas precisos de semeadura baseados em mapas gerados por sensores capazes de registrar o histórico de indicadores de qualidade das culturas e dos solos. O sistema é composto da fusão de dados obtidos a partir da integração de sensores diversos. Na citada revisão, os autores também discutem os benefícios socioeconômicos potenciais deste sistema.

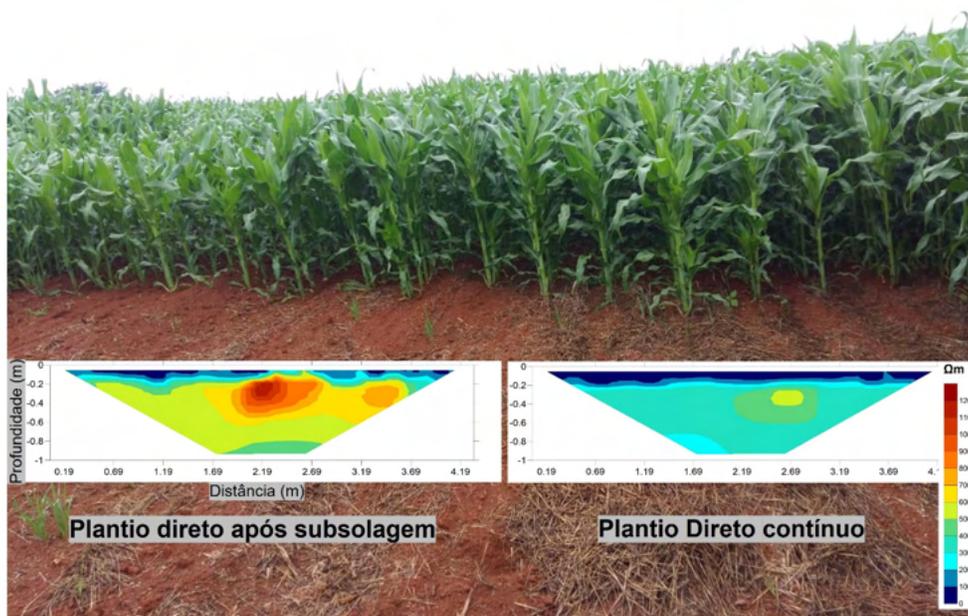



Figura 3. Avaliação da resistividade elétrica do solo em área de sob sistema de plantio direto contínuo com presença de compactação do solo e em área ao lado a qual recebeu descompactação mecânica com subsolador, em Nazareno, MG. Fonte: elaborado pelos autores.

A rede de sensores sem fio é um tipo especial de redes constituídas para uma finalidade específica, e têm sido empregadas no monitoramento de locais remotos, de difícil acesso ou em áreas de risco. Dentre as diversas aplicações, pode-se destacar o monitoramento agrícola, que envolve o acompanhamento e a observação contínua das áreas de plantio, com o objetivo de avaliar as mudanças ocorridas nesse ambiente. Esse monitoramento é importante no processo de tomada de decisão, visto que auxilia na solução de problemas, como erosão, umidade do solo, nutrientes no solo, cobertura vegetal e mudanças climáticas que podem prejudicar a produtividade das culturas nos sistemas

integrados de produção agropecuária, além de monitorar também os animais integrados no sistema. O potencial de sua aplicação, nos sistemas integrados de produção, é grande. O monitoramento de ambientes agrícolas pode ganhar mais acurácia, com o uso destas redes de sensores, possibilitando a localização precisa de anormalidades na área monitorada e consequentemente embasando soluções diferenciais e específicas (Dota et al., 2010).

A Figura 4 ilustra o uso de estações compostas de minissensores embarcados em VANT apresenta um grande potencial de determinação de temperatura e umidade atmosférica e também emissões atmosféricas de gases, como exemplo o dióxido podendo ser determinados em altitudes e áreas diversas nos sistemas integrados de produção (Silva et al., 2018).

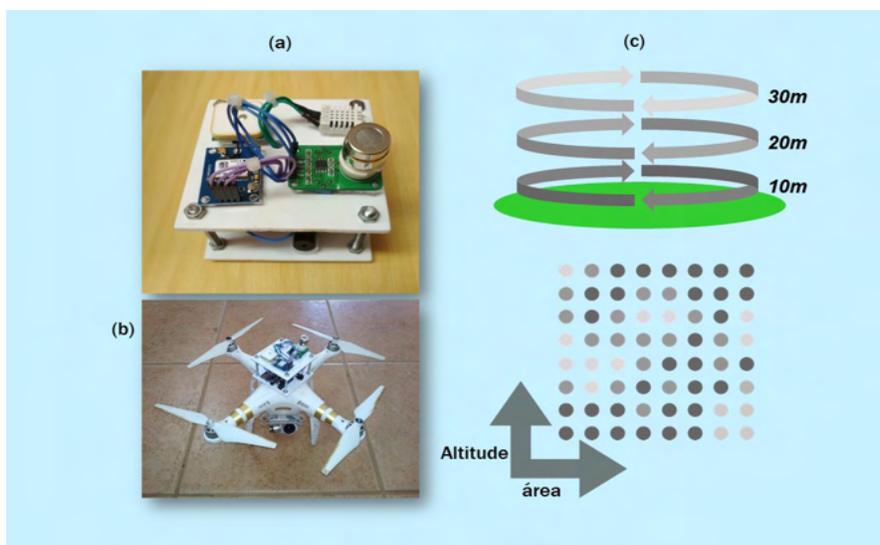



Figura 4. Miniestações de sensores de temperatura, umidade e dióxido de carbono (a) embarcados em VANT (b) e o potencial de determinação das variáveis em altitude e área (c) nos sistemas integrados de produção. Fonte: Silva et al. (2018).

Parece ser o momento certo para se avançar em direção a uma agricultura moderna e sustentável, capaz de mostrar o poder do gerenciamento orientado no enfrentamento dos desafios para produção sustentável de alimentos no século XXI. Esta agricultura, que considera os sistemas integrados de produção, é conhecida também no meio tecnológico como Agricultura 5.0, faz parte da agenda dos principais fabricantes de equipamentos agrícolas para a próxima década e inclui o desenvolvimento de robôs agrícolas (Saiz-Rubio e Rovira-Más, 2020).

No Brasil, na região oeste do Paraná, foram desenvolvidos estudos objetivando verificar a expansão das plantações de eucalipto em um cenário de integração pecuária-

florestal para atender as demandas de biomassa da agroindústria, além de estimar a área com potencial de expansão da agricultura. Foram utilizados sensores de imagens embarcados no satélite Landsat-8 e Modelos Digitais de Elevação (MDE) integrados ao geoprocessamento do GPS. Verificou-se que a conversão de 4,24% das áreas de pastagem em integração pecuária-florestal atenderia à demanda atual de aparas de madeira das agroindústrias e o uso de 8,04% das áreas atenderia tal demanda até 2025. Verificou-se que existem 3972,10 km^2 aptos para expansão da agricultura na região (Lenz et al., 2019).

Os MDE também podem ser utilizados para se obter diferentes atributos de terreno por meio de técnicas de mapeamento digital (Sila et al., 2019a). Dentre esses, Silva et al. (2014) utilizaram o índice de umidade (*Wetness Index*) obtido por diferentes formas e resoluções testadas. Os autores concluíram que na época seca o índice de umidade tem boa correlação com a umidade do solo medida em campo com sensores de capacitância, especialmente a 1m de profundidade, confirmando seu potencial para subsidiar estudos hidrológicos e de manejo do solo para culturas com raízes profundas.

Outro estudo de natureza básica que pode nortear o uso futuro de tecnologias de sensores embarcados foi desenvolvido por Santos et al. (2014). Nesse trabalho, os autores concluíram ser possível estimar a umidade do solo na zona radicular, isto é, onde há maior absorção de água pelas plantas (por exemplo, o cafeeiro) refletindo o estado hídrico da planta, por meio do índice de vegetação EVI-2. Há um atraso na resposta, ou seja, os dados do sensor de EVI-2 refletem condição de 5 ou 10 dias atrás da medição de umidade do solo, tempo esse que varia conforme as condições da planta e do clima. Assim, essa informação pode ser utilizada, por exemplo, para identificar estresse hídrico ou embasar o manejo da irrigação a depender das condições e adequações necessárias.

As tecnologias também podem avaliar patógenos e pragas de plantas, que ameaçam significativamente a agricultura e a silvicultura em todo o mundo, comprometendo a cobertura vegetal e consequentemente deixando o solo exposto a erosão hídrica. A implementação de métodos remotos, altamente eficientes e acessíveis para detectar e monitorar doenças e pragas de plantas em vastas áreas, poderiam facilitar a proteção das mesmas. Nesse sentido, diferentes métodos de aplicação de sensores remotos inovadores têm sido utilizados na detecção, mineração de dados e em monitoramentos, via algoritmos em várias escalas de trabalho (Zhang et al., 2019). Os sistemas de detecção incluíram: sensores espectrais no visível e infravermelho próximo (VIS-NIR); sensores térmicos e de fluorescência; e *Synthetic Aperture Radar* (SAR) e LIDAR. Segundo os autores, o estudo possibilitou identificar, diferenciar e determinar a gravidade de doenças e pragas em grandes áreas.

Uma inovação na conservação do solo engloba o monitoramento da erosão hídrica e da cobertura vegetal utilizando os VANT, com planos de voos que utilizam recursos modernos de controle e automação, baseados nos princípios da aerofotogrametria, estereoscopia e visão computacional, entre outras tecnologias e sensores diversos

embarcados. Estes podem gerar nuvens de imagens georreferenciadas de superfícies complexas, à semelhança de imagens orbitais. Essa tecnologia propicia monitorar e modelar a ocorrência da erosão hídrica e avaliar a qualidade da cobertura vegetal, no tempo e no espaço, utilizando os sensores embarcados em VANT, tais como: *scanner* a *laser*, LIDAR, câmera fotográfica digital convencional e multiespectral, sendo estas imagens tratadas em programas desenvolvidos especificamente para tais fins.

A avaliação da erosão do solo a partir de sensores embarcados em VANT é baseada no monitoramento da variação topográfica do terreno ao longo do tempo. Durante um evento erosivo, a superfície do solo está em contínua transformação. Assim, dependendo do volume de solo transportado, o processo erosivo pode resultar em consideráveis variações topográficas, podendo apresentar impactos significativamente negativos na atividade agrícola (Figura 5).

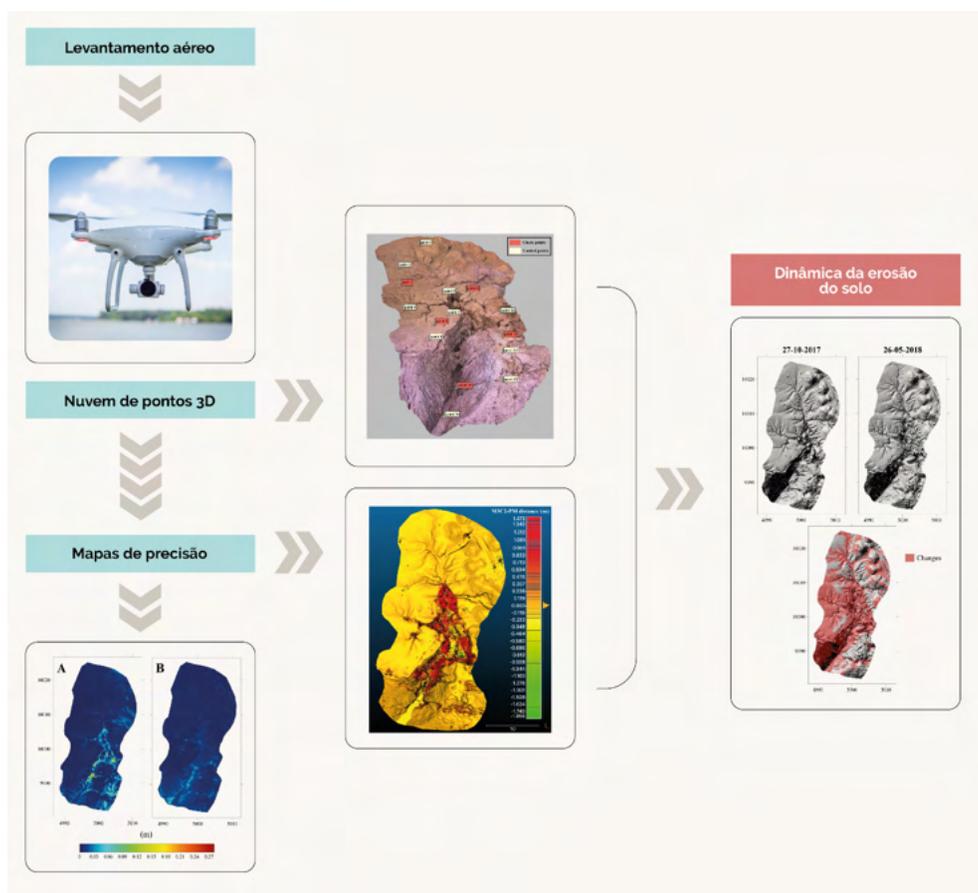



Figura 5. Fluxo de aquisição e processamento de imagens para geração de mapas de erosão e deposição do solo, possibilitando o estudo da dinâmica do processo erosivo ao longo do tempo.

Fonte: Adaptado de Cândido et al. (2020b).

Dessa forma, o surgimento de métodos que permitam a obtenção de modelos topográficos de alta resolução remotamente é de suma importância e incluem muitas aplicações nas geociências (James e Quinton, 2014) e nos estudos de erosão hídrica (Cândido et al., 2020a; 2020b). Existe uma grande variedade de métodos disponíveis que permitem obter informações detalhadas do relevo, como scanners a laser terrestres e aéreos, varredura por sonar, sistemas de georreferenciamento DGPS-RTK e estações totais (Brasington, 2010; Höfle e Rutzinger, 2011; Hohenthal et al., 2011; Castillo et al., 2012; Day et al., 2013; James e Quinton, 2014; Vinci et al., 2015). Entretanto, apesar da diversidade de métodos disponíveis, a geração de MDE de alta resolução requer grandes investimentos em equipamentos e treinamento de pessoal. Assim, com o surgimento de métodos baseados em imagens como a fotogrametria digital, deve ocorrer uma drástica redução destes custos operacionais.

A fotogrametria digital tem se tornado acessível aos pesquisadores e usuários em geral, devido ao desenvolvimento de métodos que possibilitam a calibração precisa de câmeras não métricas e confiável automação do processo fotogramétrico. Desde o desenvolvimento da aerofotogrametria digital de curto alcance, esta técnica tem sido bastante aplicada na obtenção de modelos tridimensionais (3-D) da superfície do solo (Figura 6) (Gessesse et al., 2010; Heng et al., 2010; Stöcker et al., 2015; Goetz et al., 2018; Siqueira Junior et al., 2019; Cândido et al., 2020a, 2020b).

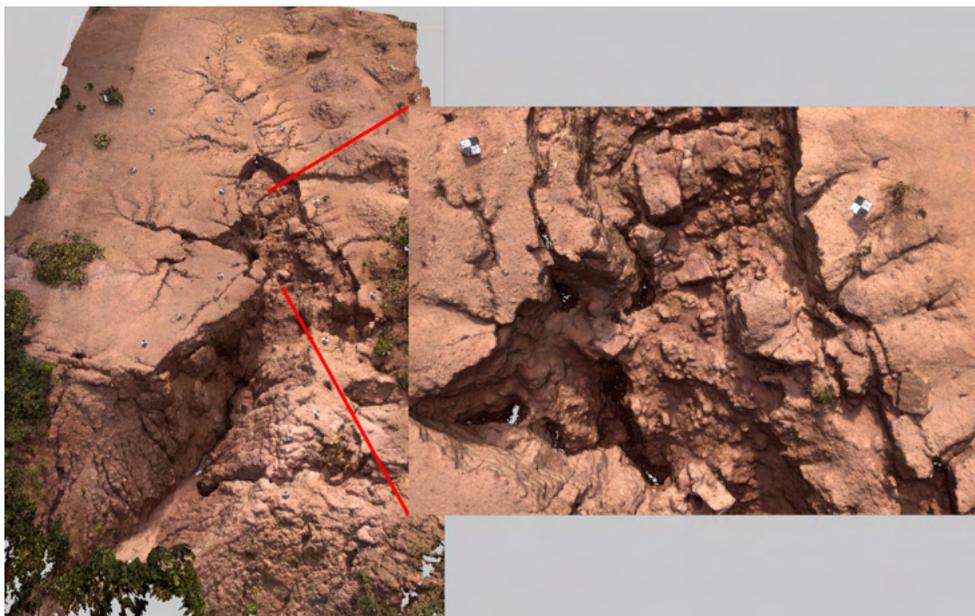



Figura 6. Nuvem 3D de pontos utilizada para geração de modelos digitais de elevação de alta resolução da superfície do solo. Fonte: Cândido et al. (2020b).

Recentes avanços nas tecnologias de fotogrametria digital têm permitido gerar modelos topográficos do terreno em alta resolução a partir de imagens obtidas de câmeras fotográficas comuns em caminhamento terrestre, ou seja, com a base localizada na superfície (Berger et al., 2010; Heng et al., 2010; Nouwakpo e Huang, 2012; Nouwakpo et al., 2014; Guo et al., 2016). Esta técnica tem a vantagem de ter um baixo custo na aquisição de equipamentos, com valores substancialmente menores do que os scanners a laser. Dessa forma, a redução no custo e as melhorias na qualidade de câmeras compactas têm popularizado o acesso à modelagem fotogramétrica e encorajado sua aplicação nas diversas áreas das geociências (Lane, 2000; Chandler et al., 2002; Brasington e Smart, 2003; Marzolff e Poesen, 2009; Bird et al., 2010). Assim, a técnica de fotogrametria digital tem sido utilizada para gerar MDE com resoluções que variam de 1 a 15 mm, suficientes inclusive para estudos relacionados à microtopografia do solo (Brasington e Smart, 2003; Babault et al., 2004; Rieke-Zapp e Nearing, 2005; Aguilar et al., 2009; Nouwakpo e Huang, 2012; Guo et al., 2016).

Visando superar algumas limitações da fotogrametria tradicional, o uso de sensores embarcados em VANT, para aquisição de imagens da superfície do solo, tem sido objeto de estudos nos últimos anos (Bemis et al., 2014; James e Robson, 2014; O'Connor et al., 2017; Eltner et al., 2018; Siqueira Junior et al., 2019; Cândido et al., 2020). Os VANT têm algumas vantagens sobre aeronaves pilotadas, especialmente em relação ao seu baixo custo, flexibilidade operacional e maior resolução espaço-temporal das imagens a partir das quais os MDE são derivados (Figura 6) (Harwin e Lucieer, 2012; Anderson e Gaston, 2013; Hugenholtz et al., 2015; Balek e Blahůt, 2017). Os VANT requerem menor tempo para aquisição dos dados quando comparados à outras técnicas, reduzindo significativamente os custos operacionais. Além disso, a resolução e acurácia dos resultados obtidos por VANT não são obtidas através de imagens de satélites (Immerzeel et al., 2014), tornando-se útil principalmente em locais onde o uso de outras técnicas não é viável ou é arriscado. Para estudos de grandes deslocamentos de massa, os VANT proporcionam uma plataforma conveniente de sensoriamento remoto, devido à habilidade de adquirir imagens de alta resolução, mesmo em terrenos de difícil acesso. Siqueira Junior et al. (2019), estudando a viabilidade do uso de VANT no monitoramento da erosão hídrica em voçorocas, conseguiram diferenciar os diferentes processos erosivos que ocorreram simultaneamente no ambiente estudado ao longo do tempo através da análise temporal dos MDE. De acordo com Cândido et al. (2020a, 2020b), a fotogrametria a partir de VANT pode ser utilizada inclusive para estimar a erosão laminar, com precisão milimétrica (Figura 7).

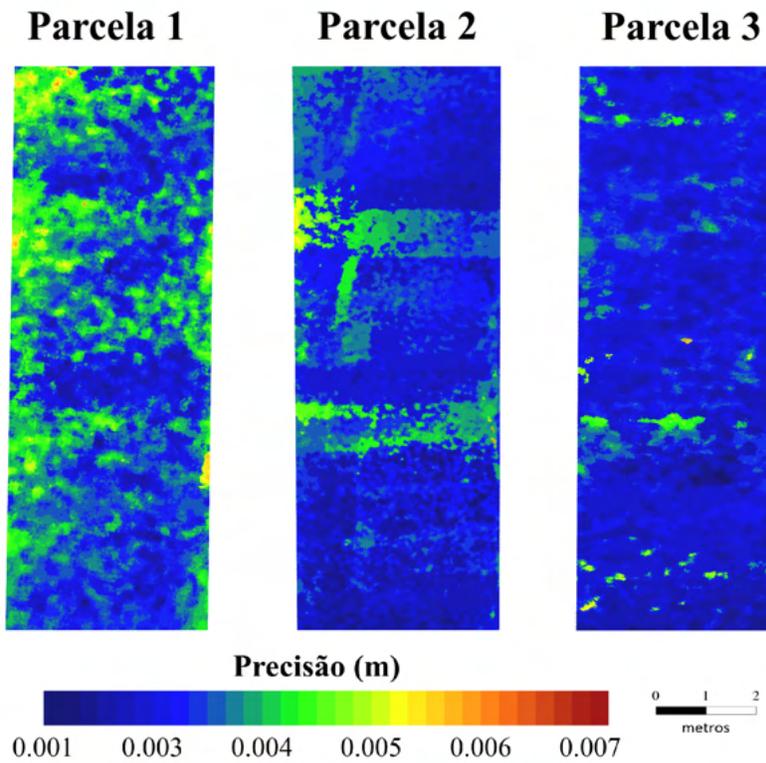



Figura 7. Variação espacial do erro ao longo de área mapeada por VANT. A escala milimétrica de precisão do levantamento possibilita do uso da técnica para monitoramento dos diferentes tipos de erosão, incluindo erosão difusa. Fonte: Cândido et al. (2020a).

Tendo em vista a dificuldade de reconstrução da superfície do solo, a partir de fotografias aéreas em áreas com cobertura vegetal, uma técnica baseada na fusão entre laser e fotogrametria aérea tem sido utilizada, principalmente em regiões agrícolas com relevo acidentado. Cucchiaro et al. (2020) demonstraram a eficiência desta técnica na reconstrução de terraços em região agrícola, com topografia complexa e coberta por vegetação, obtendo MDE com resolução centimétrica. A determinação do MDE foi realizada com máquina fotográfica digital, embarcada em VANT em uma área de 100 ha e foi possível gerar o mapa de fluxo de enxurrada e dimensionar um sistema de terraços para a cultura do tabaco em Mafra, SC (Silva et al., 2017), como pode ser observado na Figura 8. Estes resultados abrem novas possibilidades para estudos de erosão hídrica, permitindo a obtenção de dados com alta resolução temporal, além do baixo custo no monitoramento do processo erosivo em extensas áreas agrícolas sob cultivo intensivo.

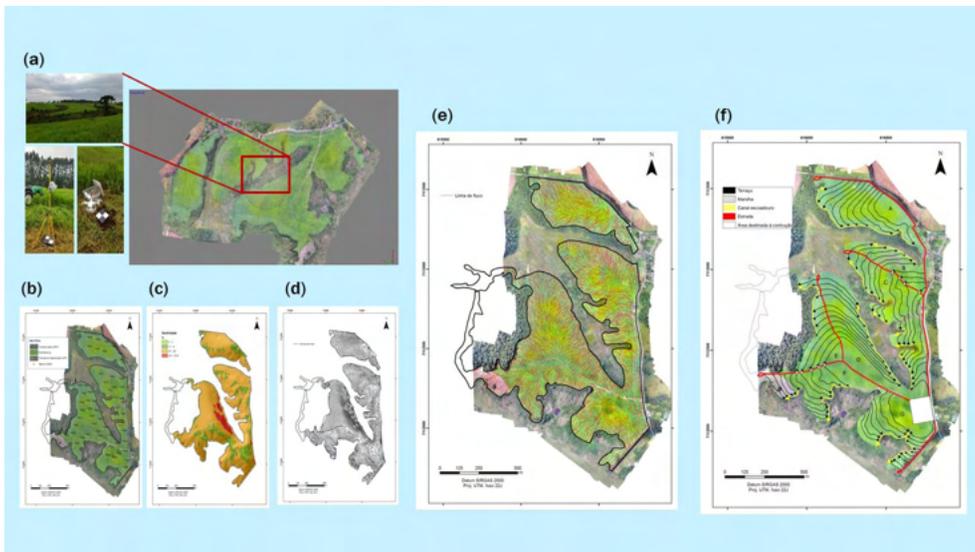



Figura 8. Levantamento de uma área para implantação de práticas mecânicas de conservação do solo utilizando VANT e estação total (a), mapa de uso atual e MDE (b), mapa de declividade (c), mapa de isolinhas (d), mapa do fluxo de enxurrada (e) e locação de terraços, canais escoadouros, estradas e divisão de glebas de cultivo (d), fazenda para produção de tabaco, Mafra, SC. Fonte: Adaptado de Silva et al. (2017).

Entre as várias metodologias de determinação do carbono orgânico no solo descritas nos estudos de Nayak et al. (2019), destacam-se as técnicas espectroscópicas recentes, via sensores multiespectrais e, ou, hiper-espectrais localizados em VANT ou plataformas de satélite.

Estudos conduzidos no Equador por Cevallos et al. (2018), abordam que novos desafios têm surgido com a modernização das práticas agrícolas, como o conceito de sustentabilidade ambiental e econômica do processo produtivo, a exemplo dos sistemas integrados de produção agropecuária. A lucratividade da propriedade rural depende da qualidade dos alimentos fornecidos aos animais, que, se não forem administrados de maneira técnica, podem afetar a lucratividade da produção e a conservação do solo. Os autores analisaram a variação do NDVI gerado através de sensores multiespectrais embarcados em VANT em sistemas de manejo de pastagens. Para validar o estudo foram realizadas determinações com os sensores no laboratório. O NDVI produzido apresentou um bom ajuste estatístico em relação aos dados de referência de laboratório e reduziu bastante os custos na obtenção dos dados. Estudos avaliando a cobertura vegetal por NDVI em pomares de oliveiras consorciados com plantas de cobertura foram desenvolvidos por Beniaich (2018; 2020) podem ser observados na Figura 9, o potencial do uso deste sensor na distinção dos vários tipos de cobertura do solo.

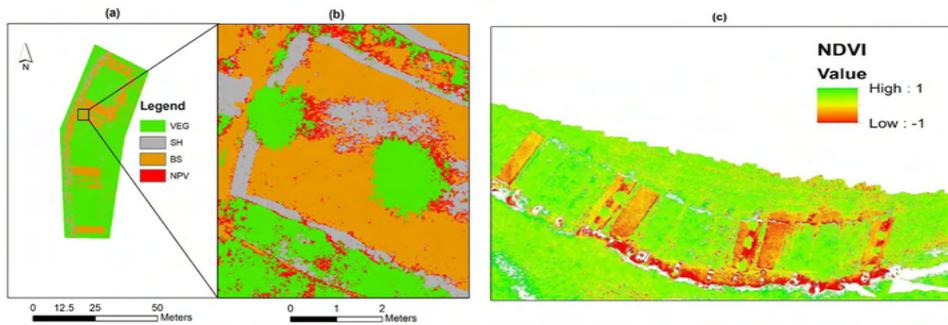



Figura 9. Parcelas para estudo de erosão na cultura da oliveira (a), detalhes das imagens de NDVI indicando VEG = copa das oliveiras, SH = sombra, BS = solo descoberto e NPV = vegetação não fotossintética (palha) (b) e variação dos valores de NDVI na área experimental (c). Fonte: adaptado de Beniaich (2018).

A adoção de métodos de melhoramento requer a criação de uma grande população geneticamente diversificada. Experimentos, em grande escala, são necessários para a rápida aquisição de dados fenotípicos visando explorar a correlação entre informações genômicas e fenotípicas. As tecnologias tradicionais de detecção em pesquisas envolvendo fenótipos em condições de campo dependem de amostragem manual, implicando em muito tempo de trabalho. Assim, pequenos VANT equipados com vários sensores podem simplificar o procedimento de levantamento, diminuir o tempo de coleta de dados e reduzir custos. Neste sentido, estudos realizados por Arnpatzidis et al. (2019) avaliaram as características fenotípicas de laranjeiras doces enxertadas em 25 cultivares de porta-enxertos com diferentes influências no crescimento e produtividade das plantas, utilizando fenótipos de alto rendimento com base em VANT. Os dados coletados pelo VANT foram comparados com os dados coletados manualmente, de acordo com os procedimentos hortícolas padronizados, permitindo a detecção e contagem de árvores cítricas com alta acurácia (99,9%) e a estimativa do tamanho do dossel das árvores com alta correlação (R = 0,84) com os dados coletados manualmente.

Nas próximas décadas, a África Subsaariana enfrentará grandes desafios para aumentar de maneira sustentável a produção de alimentos, caso se mantenha o ritmo de crescimento contínuo da população. A agricultura conservacionista foi proposta para melhorar a qualidade e a produtividade do solo para fazer frente à essa situação. Para aumentar a produção de milho, o principal alimento lá, a seleção de genótipos e práticas de manejo adequados foi realizada via tecnologias inovadoras de sensoriamento remoto. Para geração dos índices, foram utilizados os sensores RGB, presentes em câmeras fotográficas digitais e sensores multiespectrais para produzir o índice NDVI, embarcados em VANT. Oito híbridos de milho foram avaliados sob diferentes densidades de plantio e práticas de preparo do solo. Os resultados deste estudo destacaram a aplicabilidade

dessas abordagens de sensoriamento remoto na avaliação do desempenho das culturas e na escolha de híbridos. Segundo os autores, estas tecnologias podem desempenhar um papel fundamental na superação das limitações tradicionais de coleta e processamento de dados em estudos envolvendo fenótipos em larga escala (Gracia-Romero et al., 2018).

2.4.6 Aplicações de equipamento portátil de fluorescência de raios-x (pXRF)

Assim como em qualquer tipo de uso do solo, o sucesso dos sistemas de produção integrados (e.g., lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-floresta) depende do conhecimento dos atributos do solo, o que irá garantir o uso sustentável desse recurso natural. Para isso, é importante a correta análise do solo. Os métodos convencionais de análise de solo são reconhecidos por serem dispendiosos, demorados e geradores de efluentes químicos. Atualmente, tais métodos têm sido gradualmente substituídos ou complementados por métodos espectrométricos, como a fluorescência de raios-x.

A espectrometria de fluorescência de raios-x (FRX) e técnicas relacionadas são procedimentos analíticos muito bem conhecidos e estabelecidos para determinação da composição elementar total de diferentes materiais (Marguí e van Grieken, 2013). De forma simples, o princípio dessa análise tem como base a energia e, ou, o comprimento de onda de um fóton emitido por um átomo, após ele ser excitado por uma fonte de raios-x (Jenkins, 1999). Os raios-x atingem a amostra e os elétrons saltam de camadas interiores para camadas mais exteriores da eletrosfera. Como consequência, elétrons de camadas mais externas retornam para uma camada interior, condição de menor energia cinética, para ocupar a vacância. A energia eletromagnética (fóton) emitida por esses elétrons é chamada de fluorescência (Marguí e van Grieken, 2013; Weindorf et al., 2014). Cada elemento possui sua assinatura espectral discreta. Assim, é possível identificar cada elemento pela sua linha espectral com base nos valores de energia (keV) ou comprimento de onda (nm), e quantificar a concentração com base na intensidade dos picos do espectro. Tem-se, portanto, basicamente três técnicas envolvendo a FRX: (1) *wavelength dispersive X-ray fluorescence* (WDXRF); (2) *energy dispersive X-ray fluorescence* (EDXRF); e (3) *total reflection X-ray fluorescence* (TXRF). Mais detalhes sobre cada uma dessas técnicas podem ser encontrados em Marguí e van Grieken (2013).

Devido aos avanços tecnológicos ocorridos, foi possível a miniaturização dos equipamentos de grande porte de fluorescência de raios-x. Atualmente, existem no mercado vários modelos e marcas de equipamentos portáteis de fluorescência de raios-x (Weindorf et al., 2014; Silva et al., 2021). Esses equipamentos na área de fluorescência de raios-x ficaram conhecidos como pXRF (*portable X-ray fluorescence*) ou FPXRF (*field portable X-ray fluorescence*). Os equipamentos pXRF e FPXRF empregam a técnica

EDXRF (*energy dispersive X-ray fluorescence*). Desde 2010, o pXRF pode ser considerado como uma das mais inovadoras técnicas analíticas na Ciência do Solo no mundo todo (Weindorf et al., 2014; Ravansari et al., 2019; Silva et al., 2021). Esse equipamento tem sido empregado com sucesso para fins agronômicos e ambientais (Weindorf et al., 2014). Assim, há grandes expectativas e oportunidades para o uso do pXRF em sistemas de produção integrados, permitindo a caracterização desde a rocha até os produtos finais obtidos (Feng et al., 2020). Na Figura 10, algumas possibilidades e potencialidades de uso do pXRF foram sumarizadas.

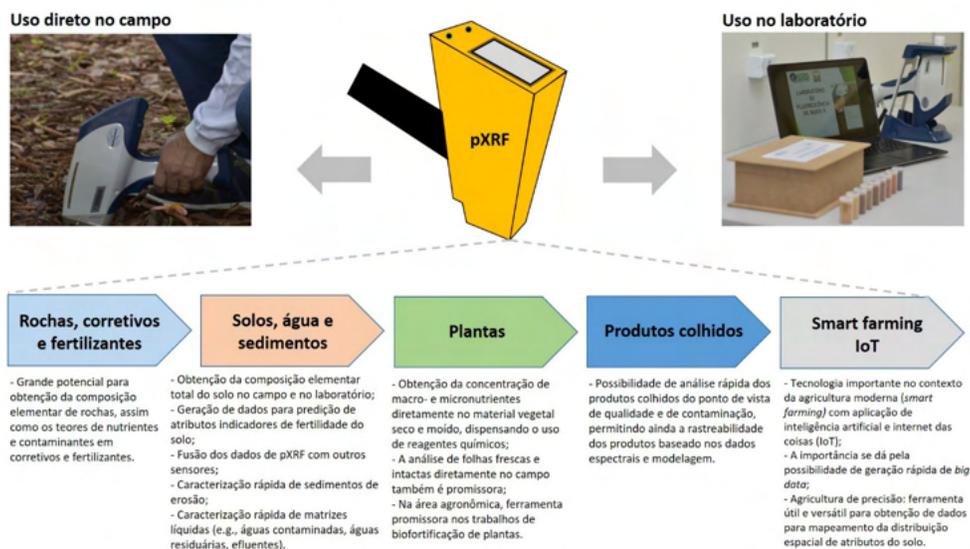



Figura 10. Potencialidades do uso do pXRF nos sistemas integrados de produção. Fonte: elaborado pelos autores.

No Brasil, esforços nas aplicações do pXRF têm sido feitos de forma mais intensiva nos últimos cinco anos (Silva et al., 2021). As principais aplicações e oportunidades para solos tropicais com uso do pXRF foram revisadas e sumarizadas por Ribeiro et al. (2017) e, mais recentemente, por Silva et al. (2021). Literalmente, o uso de equipamentos portáteis como o pXRF levam o laboratório ao campo. Como principais vantagens, tem-se o baixo custo operacional da análise, determinação multielementar (e.g., Mg até U) em alguns segundos (30 a 60 s) e, principalmente, envolve uma análise dentro do conceito atual de “green chemistry” (Marguí e van Grieken, 2013). A análise de solo via pXRF não requer o uso de reagentes químicos e não gera resíduos. Como as demais técnicas de análise via XRF (e.g., WDXRF, EDXRF e TXRF), algumas limitações (não desvantagens) podem haver, tais como: interferência espectral, condições e preparo da amostra (Ravansari et al., 2019; Silva et al., 2021). Entretanto, uma vez que essas limitações são conhecidas e

sejam corrigidas, o pXRF tem sido uma potencial ferramenta nas determinações analíticas do solo.

Os equipamentos pXRF reportam a composição elementar total do material a ser analisado. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) reconhece oficialmente a caracterização de solos e sedimentos via pXRF (método USEPA 6200) (USEPA, 2007). Além disso, o pXRF é considerado um dos métodos de análise química de solos e sedimentos na série americana *Methods of Soil Analysis* (Weindorf e Chakraborty, 2016). No Brasil, apesar do método pXRF ainda não ser reconhecido oficialmente para determinação da composição elementar total de solos, sedimentos, plantas, resíduos etc., ele tem sido utilizado com sucesso na caracterização química de solos tropicais (Ribeiro et al., 2018; Lima et al., 2019; Andrade et al., 2020a). Além disso, os dados espectrais obtidos têm sido utilizados na predição de vários atributos do solo de interesse por meio de procedimentos simples ou avançados de modelagem estatística, dependendo da necessidade (Andrade et al., 2020a, 2020b; Silva et al., 2021).

Dentre as aplicações agronômicas e consequentemente nos sistemas integrados de produção, a composição elementar obtida via pXRF após uma rápida análise do solo (menor ou igual a 60s por amostra), tem permitido a predição de vários outros atributos de interesse, como pH (Teixeira et al., 2020), capacidade de troca de cátions (Andrade et al., 2020b; Teixeira et al., 2020), matéria orgânica (Andrade et al., 2020b), textura (Andrade et al., 2020a; Silva et al., 2020), macro (Teixeira et al., 2018) e micronutrientes (Pelegrino et al., 2018; Lima et al., 2019).

Outra grande contribuição do pXRF foi obtida recentemente na área de nutrição de plantas. Mais de 600 amostras de folhas secas e moídas de 28 culturas de relevância no Brasil foram analisadas via pXRF. Uma forte correlação 1:1 foi obtida entre o pXRF e o método de laboratório tradicionalmente empregado para análise foliar (Borges et al., 2020a). Há também grandes possibilidades de uso do pXRF em folhas intactas e frescas diretamente no campo, como observado para K, Ca, S e Si em cana-de-açúcar (Guerra et al., 2018). No contexto da integração lavoura-pecuária-floresta, os dados espectrais, obtidos a partir da análise de fezes via pXRF, foram utilizados com sucesso na predição da digestibilidade em bovinos e ovinos (Hoffmann et al., 2020), apontando para o potencial desta metodologia em estudos desta natureza.

Uma contribuição importante do equipamento de pXRF do ponto de vista da conservação do solo, água e ambiente está relacionada ao fato de não necessitar de reagentes químicos e nem gerar resíduos poluentes. Assim, quando o interesse for a obtenção da composição elementar total de solos e sedimentos, o pXRF tem sido uma valiosa ferramenta. Elevadas correlações têm sido encontradas entre pXRF e métodos convencionais de laboratório envolvendo a digestão ácida de amostras seguida da determinação dos elementos via espectrometria de absorção atômica ou de emissão

atômica por plasma acoplado (Silva et al., 2019b). Como exemplo, solos hidromórficos de um importante ecossistema úmido (Veredas) de ocorrência típica no bioma Cerrado do Brasil foram caracterizados com sucesso via pXRF (Borges et al., 2020b). Na área da conservação do solo, o pXRF pode ser muito útil para uma caracterização rápida e acurada de sedimentos e água em parcelas de perdas de solo, trazendo informações interessantes sobre a perda de nutrientes e carbono orgânico no processo erosivo. Além disso, a caracterização de sedimentos coletados em rios e lagos, para obtenção de elementos traçadores da origem do processo erosivo, tem sido beneficiada pela tecnologia pXRF (Batista et al., 2018; Bispo et al., 2020; Batista et al., 2021).

3 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

Inovações, no curso da história da humanidade, possibilitaram que desafios na produção de alimentos fossem superados pelo homem, porém a preservação do planeta continua sendo um grande desafio e não é diferente no que se refere ao contexto de segurança alimentar para o futuro. A inovação e a tecnologia são constituintes essenciais para o surgimento de soluções, que otimizem as atividades da cadeia produtiva de alimentos. Isto inclui a convergência de diversos setores das áreas econômica, social e ambiental em um contexto multidisciplinar, englobando conceitos zootécnicos, agronômicos, controle e automação, inteligência artificial, eletrônica, tecnologia da informação e instrumentação, entre outras áreas, para que se possa continuar alimentando as gerações futuras de forma sustentável.

Os dados gerados pela pesquisa têm demonstrado que o solo se encontra no centro dos principais desafios do planeta, como na produção de alimentos, fibras e energia, apresentando papel fundamental na mitigação de efeitos de mudança climática, na manutenção dos mananciais hídricos, na sustentabilidade e na biodiversidade. Devido à tamanha importância, no Brasil, os sistemas conservacionistas como o plantio direto, e mais recentemente, os sistemas integrados de produção agropecuária têm sido adotados, visando abranger grande parte das exigências referendadas em relação ao solo.

A degradação do solo e da água e, consequentemente, os impactos ambientais negativos relacionados são críticos atualmente no Brasil e no mundo, refletindo diretamente nos segmentos da segurança, do econômico, do social e do político. Neste contexto, as propostas, incluindo inovações de monitoramento dos atributos de solo e a planta, no tempo e no espaço, tornam-se fundamentais para o sucesso e sustentabilidade do ambiente e dos sistemas integrados de produção agropecuária.

A aplicação destas tecnologias inovadoras na geração de dados acurados nos sistemas integrados de produção agrícola, pecuária e silvicultural, tem grande potencial para revolucionar o setor, acelerando e influenciando decisões de gerenciamento para

otimizar a eficiência da produção e minimizar impactos negativos no solo e no ambiente. Ainda há muito trabalho a ser feito, englobando a largura de banda de redes no sentido de acelerar o tráfego de dados na internet, melhorar os sistemas de proteção dos dados (segurança e privacidade cibernética) e treinar técnicos do setor nas melhores práticas de gerenciamento de uso dessas tecnologias e dados nas propriedades rurais. Nessas áreas, os esforços extensionistas agilizarão a adoção destas tecnologias inovadoras e o impacto total dos dados na produção agrícola sustentável.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (processos 202938/2018-2 e 312799/2018-7) e à FAPEMIG (processos CAG-APQ 01053-15, APQ 00802-18, APQ-02075-16 e PPM-00774-18) e à CAPES, através do Programa Print-Capes (Processo 888887.363577/2019-00) pela concessão das bolsas e do apoio financeiro aos projetos. Os autores agradecem as contribuições dos Professores John N Quinton e Michael R James, da *Lancaster Environment Centre, Lancaster University*, UK, pela colaboração técnico-científica, envolvendo as tecnologias de sensores embarcados em Veículo Aéreo Não Tripulado e a técnica dos traçadores nos estudos de erosão (*Fingerprints*). Agradecem também ao Professor David C Weindorf, atualmente na *Central Michigan University*, USA, pelo suporte no uso do pXRF na Ciência do Solo.

REFERÊNCIAS

Aguilar MA, Aguilar FJ, Negreiros J. Off-the-shelf laser scanning and close-range digital photogrammetry for measuring agricultural soils microrelief. Biosyst Eng. 2009; 103: 504-517.

Alexandratos N, Bruinsma J. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper, no. 12-03. Rome: FAO. 2012.

Anache JAA, Wendland EC, Oliveira PTS, Flanagan DC, Nearing MA. Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. Catena. 2017; 152: 29-39.

Anderson K, Gaston KJ. Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. Front Ecol Environ. 2013; 11: 138-146.

Andrade R, Faria WM, Silva SHG, Chakraborty S, Weindorf DC, Mesquita LF, Guilherme LRG, Curi N. Prediction of soil fertility via portable X-ray fluorescence (pXRF) spectrometry and soil texture in the Brazilian Coastal Plains. Geoderma. 2020a; 357: 113960.

Andrade R, Silva SHG, Weindorf DC, Chakraborty S, Faria WM, Mesquita LF, Guilherme LRG, Curi N. Assessing models for prediction of some soil chemical properties from portable X-ray fluorescence (pXRF) spectrometry data in Brazilian Coastal Plains. Geoderma. 2020b; 357: 113957.

Anghinoni I, Carvalho PCF, Costa SEVGA. Abordagem sistêmica do solo em sistemas integrados de produção agrícola e pecuária no subtrópico brasileiro. Tópicos Ci Solo. 2013; 8: 325-380.

Aquino RF, Silva MLN, Freitas DAF, Curi N, Mello CR, Avanzi JC. Spatial variability of the rainfall erosivity in southern region of Minas Gerais state, Brazil. Cienc Agrotec. 2012; 36: 533-542.

Ampatzidis Y, Partel V, Meyering B, Albrecht U. Citrus rootstock evaluation utilizing UAV-based remote sensing and artificial intelligence. Comput Electron Agr. 2019; 164: 104900.

Avalos FAP, Silva MLN, Batista PVG, Pontes LM, Oliveira MS. Digital soil erodibility mapping by soilscape trending and kriging. Land Degrad Dev. 2018; 29: 3021-3028.

Avanzi JC, Silva MLN, Curi N, Norton LD, Beskow S, Martins SG. Spatial distribution of water erosion risk in a watershed with eucalyptus and Atlantic forest. Ci Agrotec. 2013; 37: 427-434.

Avanzi JC, Silva MLN, Oliveira AH, Silva MA, Curi N, Pereira PH, editor. Pilot plan on groundwater recharge. In: Bilibio C, Hensel O, Selbach JF (Ed.). Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil. Jaguarão: Fundação Universidade Federal do Pampa, UNIKASSEL, PGCult-UFMA. 2011. p. 207-228.

Babault J, Bonnet S, Crave, van Den Driessche J. Influence of piedmont sedimentation on erosion dynamics of an uplifting landscape: an experimental approach. Geology. 2004; 33: 301-304.

Balbino LC, Cordeiro LAM, Marchão RL, Santos JCF, Santos GG, Eberhardt DN, Becquer T, Silva FAM, Vilela L. Manejo de solos em sistemas de integração lavoura-pecuária e lavoura-pecuária-floresta. In: Bertol I, De Maria IC, Souza LS. (Ed.). Manejo e conservação do solo e da água. Viçosa: SBCS. 2019. p. 1184-1217.

Balek J, Blahůt J. A critical evaluation of the use of an inexpensive camera mounted on a recreational unmanned aerial vehicle as a tool for landslide research. Landslides. 2017; 14: 1217-1224.

Batista PVG, Davies J, Silva MLN, Quinton JN. On the evaluation of soil erosion models: Are we doing enough? Earth-Sci Rev. 2019; 197: 102898.

Batista PVG, Laceby JP, Silva MLN, Tassinari D, Bispo DFA, Curi N, Davies J, Quinton JN. Using pedological knowledge to improve sediment source apportionment in tropical environments. J Soils Sediments. 2018; 19: 3274-3289.

Batista PVG, Laceby JP, Davies J, Carvalho TS, Tassinari D, Silva MLN, Curi N, Quinton JN. A framework for testing large-scale distributed soil erosion and sediment delivery models: Dealing with uncertainty in models and the observational data. Environ Model Soft. 2021; 137: 104961.

Batista PVG, Silva MLN, Silva BPC, Curi N, Bueno IT, Acérbi Júnior FW, Davies J, Quinton, J. Modelling spatially distributed soil losses and sediment yield in the upper Grande River Basin – Brazi. Catena. 2017; 157: 139-150.

Bemis SP, Micklethwaite S, Turner D, James MR, Akciz S, Thiele ST, Ali Bangash H. Ground-based and UAV-Based photogrammetry: a multi-scale, high-resolution mapping tool for structural geology and paleoseismology. J Struct Geol. 2014; 69: 163-178.

Beniaich A, Silva MLN, Avalos FAP, Menezes MD, Cândido BM. Determination of vegetation cover index under different soil management systems of cover plants by using an unmanned aerial vehicle with an onboard digital photographic camera. Semina: Ci Agr. 2019; 40: 49-66.

Beniaich A, Silva MLN, Guimarães DV, Bispo DFA, Avanzi JC, Curi N, Pio R, Dondeyne S. Assessment of soil erosion in olive orchards (*Olea europaea* L.) under cover crops management systems in the tropical region of Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 2020; 44: e0190088.

Beniaich A. Water erosion in olive orchards under different cover crops: field experiments from tropical Brazil [tese]. Lavras: Universidade Federal de Lavras; 2018.

Berger C, Schulze M, Rieke-Zapp D, Schlunegger F. Rill development and soil erosion: a laboratory study of slope and rainfall intensity. Earth Surf Proc Land. 2010; 35: 1456-1467.

Bernardi ACC, Pitrat T, Rabello LM, Pezzopane JRM, Bosi C, Mazzuco GG, Bettiol GM. Differences in soil electrical resistivity tomography due to soil water contents in an integrated agricultural system. Pesq Agropec Bras. 2019; 54: e00774.

Bird S, Hogan D, Schwab J. Photogrammetric monitoring of small streams under a riparian forest canopy. Earth Surf Proc Land. 2010; 35: 952-970.

Bispo DFA, Batista PVG, Guimarães DV, Silva MLN, Curi N, Quinton J. Monitoring land use impacts on sediment production: a case study of the pilot catchment from the Brazilian program of Payment for Environmental Services. Rev Bras Cienc Solo. 2020; 44: e0190167.

Bispo DFA, Silva MLN, Marques JJGSM, Bechmann M, Batista PVG, Curi N. Phosphorus transfer at a small catchment in southeastern Brazil: distributed modelling in different land use scenarios. Ci Agrotec. 2017; 41: 565-579.

Blackmore BS, Larscheid G. Strategies for managing variability. In: European Conference on Precision Agriculture. 1997.1., Warwick, 1997. Proceedings... London: Bios Scientific. 1997. p.851-859.

Blanco-Canqui H, Stalker AL, Shaver RTM, Drewnoski ME, van Donk S, Kibet L. Does cattle grazing and baling of corn residue increase water erosion? Soil Sci Soc Am J. 2016; 80: 168-177.

Borges CS, Weindorf DC, Carvalho GS, Guilherme LRG, Takayama T, Curi N, Lima GJEO, Ribeiro BT. Foliar elemental analysis of Brazilian crops via portable X-ray fluorescence spectrometry. Sensors. 2020a; 20: 2509-2525.

Borges CS, Weindorf DC, Nascimento DC, Curi N, Guilherme LRG, Carvalho GS, Ribeiro BT. Comparison of portable X-ray fluorescence spectrometry and laboratory-based methods to assess the soil elemental composition: Applications for wetland soils. Environ Technol Inno. 2020b; 19: 1-11.

Brasília. Conferencia Governança do Solo: Carta de Brasília. B Inf SBCS. 2015; 40: 14-15.

Brasington J, Smart RMA. Close range digital photogrammetric analysis of experimental drainage basin evolution. Earth Surf Proc Land. 2003; 28: 231-247.

Brasington J. From grain to floodplain: hyperscale models of braided rivers. J Hydraul Res. 2010; 48: 52-53.

Cândido BM, Quinton JN, James MR, Silva MLN, Carvalho TS, Lima W, Beniaich A, Eltner A. High-resolution monitoring of diffuse (sheet or interrill) erosion using structure-from-motion. Geoderma. 2020 a; 375: 114477.

Cândido BM, James M, Quinton J, Lima W, Silva MLN. Sediment source and volume of soil erosion in a gully system using UAV photogrammetry. Rev Bras Cienc Solo. 2020; 44: e0200076.

Castillo C, Pérez R, James MR, Quinton JN, Taguas EV, Gómez JA. Comparing the accuracy of several field methods for measuring gully erosion. Soil Sci Soc Am J. 2012; 76:1319-1332.

Cevallos LNM, Garcia JLR, Suarez BIA, Gonzalez CAL, Gonzalez IS, Campo verde JAY, Guzman JAM, Toulkeridis T. A NDVI Analysis contrasting different spectrum data methodologies applied in pasture crops previous grazing - A case study from Ecuador. 5th International Conference on eDemocracy and eGovernment; Junho 2018; Quito. Quito: ICEDEG. 2018. p.126-135.

Chandler J, Ashmore P, Paola C, Gooch M, Varkaris F. Monitoring river-channel change using terrestrial oblique digital imagery and automated digital photogrammetry. Ann Assoc Am Geogr. 2002; 92: 631-644.

Chao K, Chen YR, Hruschka WR, Park B. Chicken heart disease characterization by multispectral imaging. Appl Eng Agric. 2001; 17(1): 99-106.

Chen YR, Chao K, Kim MS. Machine vision technology for agricultural applications. Comput Electron Agr. 2002; 36: 173-191.

Crusciol CAC, Pariz CM, Costa NR, Castilhos AM, Andreotti M, Meirelles PRL. Sistemas integrados de produção agropecuário: consórcio de culturas graníferas com forrageiras perenes tropicais. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino HB. (Ed.). Sistemas integrados de produção agropecuária no Brasil. Tubarão: Copiart. 2018. p.145-162.

Cucchiaro S, Fallu DJ, Zhang H, Walsh K, van Oost K, Brown AG, Tarolli P. Multiplatform-SfM and TLS data fusion for monitoring agricultural terraces in complex topographic and landcover conditions. Remote Sens. 2020; 12 (12): 1946.

Dai E, Zhu J, Wang X, Xi W. Multiple ecosystem services of monoculture and mixed plantations: A case study of the Huitong experimental forest of Southern China. Land Use Policy. 2018; 79: 717-724.

Day SS, Gran KB, Belmont P, Wawrzyniec T. Measuring bluff erosion part 2: pairing aerial photographs and terrestrial laser scanning to create a watershed scale sediment budget. Earth Surf Proc Land. 2013; 38: 1068-1082.

Dick J, Tetzlaff D, Bradford J, Soulsby C. Using repeat electrical resistivity surveys to assess heterogeneity in soil moisture dynamics under contrasting vegetation types. J Hydrol. 2018; 559: 684-697.

Dota MA, Santos IM, Cugnasca CE. Fusão de sensores na agricultura de precisão. In: Congresso Brasileiro de Agricultura de Precisão; 2010; Ribeirão Preto. Ribeirão Preto: SBEA. 2010. p.1-10.

Eli-Chukwu NC. Applications of artificial intelligence in agriculture applications of artificial intelligence in agriculture: a review. Eng Technol Appl Sci Res. 2019; 9: 4377-4383.

Eltner A, Maas H-G, Faust D. Soil micro-topography change detection at hillslopes in fragile Mediterranean landscapes. Geoderma. 2018; 313: 217-232.

Farias PRS, Nociti LAS, Barbosa JC, Perecin D. Agricultura de precisão: mapeamento da produtividade em pomares cítricos usando geoestatística. Rev Bras Frutic. 2003; 25: 235-41.

Feng X, Zhang H, Yu P. X-ray fluorescence application in food, feed, and agricultural science: a critical review. Crit Rev Food Sci Nutr. 2021; 61(14): 2340-2350.

Food and Agriculture Organization.FAO. An international consultation on integrated crop-livestock systems for development: The way forward for sustainable production intensification. Rome: FAO. 2010. 64p.

Felix FC, Avalos FAP, Lima W, Cândido BM, Silva MLN, Mincato RL. Seasonal behavior of vegetation determined by sensor on an unmanned aerial vehicle. An Acad Bras Cienc. 2021; 93: e20200712.

Food and Agriculture Organization. FAO. Fao statistical yearbook 2013 world food and agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome: Romep. 2013; 307- 289p.

Franzluebbers AJ, Sawchik J, Taboada MA. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agr Ecosyst Environ. 2014; 190: 18-26.

Freitas DAF, Silva MLN, Cardoso EL, Curi N. Soil quality indexes under different forestry and adjacent native scrubland use and management systems. Rev Ciênc Agron. 2012; 43: 417-428.

Freitas DAF, Silva MLN, Curi N, Silva MA, Oliveira AH, Silva SHG. Physical indicators of soil quality in oxisols under Brazilian cerrado. In: Soriano MCH (Ed.). Soil processes and current trends in quality assessment. Rijeka: InTech DTP team; 2013. p.87-110.

Gessesse GD, Fuchs H, Mansber ger R, Klik A, Rieke-Zapp DH. Assessment of erosion, deposition and rill development on irregular soil surfaces using close range digital photogrammetry. Photogramm Rec. 2010; 25: 299-318.

Goetz J, Brenning A, Marcer M, Bodin X. Modeling the precision of structure-from-motion multi-view stereo digital elevation models from repeated close-range aerial surveys. Remote Sens Environ. 2018; 210: 208-216.

Gracia-Romero A, Vergara-Diaz O, Thierfelder C, Cairns JE, Kefauver SC, Araus JL. Phenotyping conservation agriculture management effects on ground and aerial remote sensing assessments of maize hybrids performance in Zimbabwe. Remote Sens. 2018; 10 (2):349.

Guerra MBB, Adame A, Almeida E, Brasil MAS, Schaefer CEGR, Krug FJ. In situ determination of K, Ca, S and Si in fresh sugar cane leaves by handheld energy dispersive X-ray fluorescence spectrometry. J Braz Chem Soc. 2018; 29: 1086-1093.

Guo M, Shi H, Zhao J, Liu P, Welbourne D, Lin Q. Digital close range photogrammetry for the study of rill development at flume scale. Catena. 2016; 43: 265-274.

Harwin S, Lucieer A. Assessing the accuracy of georeferenced point clouds produced via multi-view stereopsis from unmanned aerial vehicle (UAV) imagery. Remote Sens. 2012; 4: 1573-1599.

Heng BCP, Chandler JH, Armstrong A. Applying close-range digital photogrammetry and soil erosion studies. Photogramm Rec. 2010; 25: 240-265.

Hilimire, K. Integrated crop/livestock agriculture in the United States: a review. J Sustain Agric. 2011; 35: 376-93.

Hoffmann CA, Sarturi JO, Weindorf DC, Henry DD, Ramirez-Ramirez HA, Jackson S, Ballou MA, Sandes MD, Bouyi L. The use of portable X-ray fluorescence spectrometry to measure apparent total tract digestibility to measure apparent total tract digestibility in beef cattle and sheep. J Anim Sci. 2020; 98:skaa048.

Höfle B, Rutzinger M. Topographic airborne LiDAR in geomorphology: a technological perspective. Z Geomorphol. 2011; 55: 1-29.

Hohenthal J, Alho P, Hyyppa J, Hyyppa H. Laser scanning applications in fluvial studies. Prog Phys Geogr. 2011; 35: 782-809.

Hugenholtz CH, Walker J, Brown O, Myshak S. Earthwork volumetrics with an unmanned aerial vehicle and softcopy photogrammetry. J Surv Eng. 2015; 141: 06014003.

Immerzeel WW, Kraaijenbrink PDA, Shea JM, Shrestha AB, Pellicciotti F, Bierkens MFP, de Jong SM. High-resolution monitoring of Himalayan glacier dynamics using unmanned aerial vehicles. Remote Sens Environ. 2014; 150: 93-103.

James MR, Quinton JN. Ultra-rapid topographic surveying for complex environments: the hand-held mobile laser scanner (HMLS). Earth Surf Proc Land. 2014; 39: 138-142.

James MR, Robson S. Mitigating systematic error in topographic models derived from UAV and ground-based image networks. Earth Surf Process Landf. 2014; 39: 1413-1420.

Jayawickreme DH, Santoni CS, Kim JH, Jobragy EG, Jackson RB. Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. Ecol Appl. 2011; 21: 2367-2379.

Jenkins R. X-ray fluorescence spectrometry. 2nd. New York: John Wiley & Sons, Inc. 2018.

Kim MS, Chen YR, Mehl PM. Hyperspectral reflectance and fluorescence imaging system for food quality and safety. Trans ASAE. 2001b; 44: 721-729.

Kim MS, McMurtrey JE, Mulchi CL, Daughtry CST, Chappelle EW, Chen YR. Steady-state multispectral fluorescence imaging system for plant leaves. Appl Optics. 2001a; 40: 157-66.

Lal R. Climate-strategic agriculture and the water-soil-waste nexus. J Plant Nutr Soil Sci. 2013; 176: 479-493.

Lane SN. The measurement of river channel morphology using digital photogrammetry. Photogramm Rec. 2000; 16: 937-957.

Lenz AM, Rosa HA, Mercante E, Maggi MF, Mendes IS, Cattani CEV, Johann JA. Expansion of eucalyptus energy plantations under a livestock-forestry integration scenario for agroindustries in western Paraná, Brazil. Ecol Indic. 2019; 98: 39-48.

Lima GC, Silva MLN, Freitas DAF, Cândido BM, Curi N, Oliveira MS. Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. R Bras Eng Agríc Ambiental. 2016; 20: 78-84.

Lima PLT, Silva MLN, Quinton JN, Armstrong A, Inda Junior AV, Poggere GC, Curi N. Tracing the origin of reservoir sediments using magnetic properties in Southeastern Brazil. Semina: Ci Agr. 2020; 41: 847-864.

Lima PLT, Silva MLN, Quinton JN, Batista PVG, Cândido BM, Curi N. Relationship Among Crop Systems, Soil Cover, and Water Erosion on a Typic Hapludox. Rev Bras Cienc Solo. 2018; 42: e0170081.

Lima PLT, Silva MLN, Curi N, Quinton JN. soil loss by water erosion in areas under maize and jack beans intercropped and monocultures. Ciênc Agrotec**.** 2014; 38: 2129-139.

Lima TM, Weindorf DC, Curi N, Guilherme LRG, Lana RMQ, Ribeiro BT. Elemental analysis of Cerrado agricultural soils via portable X-ray fluorescence spectrometry: Inferences for soil fertility assessment. Geoderma. 2019; 353: 264-272.

Lopes DC, Steidle Neto AJ. Recent advances on agricultural software: A review. Agr Res Technol. 2011; 139-69.

Margui E, van Grieken R. X-ray fluorescence spectrometry and related techniques: an introduction. New York: Momentum Press. 2013.

Marinoudi V, Sørensen CG, Pearson S, Bochtis, D. Robotics and labour in agriculture. A contexto consideration. Biosyst Eng. 2019; 184: 111-1121.

Marques JJGSM, Curi N, Ferreira MM, Lima JM, Silva MLN, Sá MAC. Adequacy of indirect methods to estimate the erodibility of soils with argillic horizon in Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 1997a; 21: 447-456.

Marques JJGSM, Curi N, Lima JM, Ferreira MM, Silva MLN, Ferreira DF. Estimation of erodibility from attributes of soils with argillic horizon in Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 1997b; 21: 457-465.

Marzolff I, Poesen J. The potential of 3D gully monitoring with GIS using high resolution aerial photography and a digital photogrammetry system. Geomorphology. 2009; 111; 48-60.

Mello CR, Viola MR, Beskow S, Norton LD. Multivariate models for annual rainfall erosivity in Brazil. Geoderma. 2013; 202-203: 88-102.

Melo LBB, Silva BM, Peixoto DS, Chiarini, TPA, Oliveira GC, Curi N. Effect of compaction on the relationship between electrical resistivity and soil water content in Oxisol. Soil Till Res. 2021; 208: 104876.

Molin JP, Tavares TR. Sensor systems for mapping soil fertility attributes: Challenges, advances, and perspectives in brazilian tropical soils. Eng Agric. 2019; 39: 126-147.

Moraes A, Carvalho PCF, Anghinoni I, Lustosa SC, Costa SEVGA, Kunrath TR. Crop-liverstock integration in Brazilian subtropics II. In: Proceedings International Symposium on Integrated Crop-Livestok Systems [CD ROM]; Porto Alegre; 2012. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2012.

Moraes A, Carvalho PCF, Pelissari A, Anghinoni I, Lustosa SBC, Lang CR, Assmann TS, Deiss L, Nunes PAA. Sistemas integrados de produção agropecuária: conceitos básicos e histórico no Brasil. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino HB. Editores. Sistemas integrados de produção agropecuária no Brasil. Tubarão: copiart; 2018. p.13-28.

Moreira MC, Cecílio RA, Pinto FAC, Pruski FF. Desenvolvimento e análise de uma rede neural artificial para estimativa da erosividade da chuva para o Estado de São Paulo. Rev Bras Cienc Solo. 2006; 30: 1069-1074.

Moreira MC, Oliveira TEC, Cecílio RA, Pinto FAC, Pruski FF. Spatial Interpolation of Rainfall Erosivity Using Artificial Neural Networks for Southern Brazil Conditions. Rev Bras Cienc Solo. 2016; 40: e0150132.

Moreira MC, Pruski FF, Oliveira TEC, Pinto FAC, Silva DD. NetErosividade MG: erosividade da chuva em Minas Gerais. Rev Bras Cienc Solo. 2008; 32: 1349-1353.

Munnaf MA, Haesaert G, van Meirvenne M, Mouazen AM. Site-specific seeding using multi-sensor and data fusion techniques: A review. Adv Agron. 2020; 161: 241-23.

Nayak AK, Rahman MM, Naidu R, Dhal B, Swain CK, Nayak AD, Tripathi R, Shahid M, Islam MR, Pathak H. Current and emerging methodologies for estimating carbono sequestration in agricultural soils: A review. Sci Total Environ. 2019; 665: 890-912.

Neves CMN, Silva MLN, Curi N, Cardoso EL, Macedo RLG, Ferreira MM, Souza FS. Indicator attributes of soil quality in agri-forestry-pasture system at Northwestern of Minas Gerais State, Brazil. Sci For. 2007; 74: 45-53.

Neves CMN, Silva MLN, Curi N, Macedo RLG, Moreira FMS, D’Andréa AF. Biological indicators of soil quality in agricultural-forestry-pasture system in northwest region of Minas Gerais state, Brazil. Ci Agrotec. 2009: 33: 105-112.

Nouwakpo SK, Huang CH. A simplified close-range photogrammetric technique for soil erosion assessment. Soil Sci Soc Am J. 2012; 76: 70-84.

Nouwakpo SK, James MR, Weltz MA, Huang CH, Chagas I, Lima L. Evaluation of structure from motion for soil microtopography measurement. Photogramm Rec. 2014; 29: 297-316.

O’Connor J, Smith MJ, James MR. Cameras and settings for aerial surveys in the geosciences: Optimising image data. Prog Phys Geogr. 2017; 41: 325-344.

OLDEMAN LR. The global extent of soil degradation. In: Soil Resiliense and sustainable Land Use. Greenland DJ, Szabocls I (Ed.). Cab International, Wallingford, UK. 1994. p. 99-118.

Oliveira AH, Silva MA, Silva MLN, Curi N, Neto GK, Freitas DAF. Development of topographic factor modeling for application in soil erosion models. In: Soriano MCH (Ed.). Soil processes and current trends in quality assessment. Rijeka: InTech DTP team; 2013a. p.111-138.

Oliveira AH, Silva MLN, Curi N, Avanzi JC, Neto GK, Araújo EF. Water erosion in soils under eucalyptus forest as affected by development stages and management systems. Ci Agrotec. 2013b; 37: 159-169.

Oliveira AH, Silva MLN, Curi N, Klinke Neto G, Silva MA, Araújo EF. Hydrological consistency of digital elevation models to define drainage network in the subbasin of the Terra Dura forest stand in Eldorado do Sul, RS. Rev Bras Cienc Solo. 2012; 36 (4): 1259-1268.

Panagos P, Katsoyiannis A. Soil erosion modelling: The new challenges as the result of policy developments in Europe. Environ Res. 2019; 172: 470-474.

Paul Obade V, Lal R. Towards a standard technique for soil quality assessment. Geoderma. 2016; 265: 96-102.

Peixoto DS, Silva BM, Godinho Silva SH, Karlen DL, Moreira SG, da Silva AAP, Resende AV, Norton LD, Curi N. Diagnosing, Ameliorating, and Monitoring Soil Compaction in No-Till Brazilian Soils. Agrosyst Geosci Environ. 2019a; 2: 1-14.

Peixoto DS, Silva BM, Oliveira GD, Moreira SG, da Silva F, Curi N. A soil compaction diagnosis method for occasional tillage recommendation under continuous no tillage system in Brazil. Soil Till Res. 2019b; 194: 104307.

Peixoto DS, Silva BM, Melo LBB, Moreira SG. Soil electrical resistivity as indicator of changes caused by occasional tillage in continuous no-tillage system. In: Annals of 5th Brazilian Soil Physics Meeting; Lavras. Lavras: UFLA; 2019c.

Pelegrino MHP, Weindorf DC, Silva SHG, Menezes MD, Poggere GC, Guilherme LRG, Curi N. Synthesis of proximal sensing, terrain analysis, and parent material information for available micronutrient prediction in tropical soils. Precis Agric. 2018; 19: 1-21.

Piccoli I, Furlan L, Lazzaro B, Morari F. Examining conservation agriculture soil profiles: Outcomes from northeastern Italian silty soils combining indirect geophysical and direct assessment methods. Eur J Soil Sci. 2019. p. 1-12.

Pimentel D. Soil erosion: a food and environmental threat. Environ Dev Sustain. 2006; 8:119-137.

Porfirio-da-Silva V. O componente arbóreo em sistemas integrados de produção agropecuária. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino HB. (Ed.). Sistemas integrados de produção agropecuária no Brasil. Tubarão: copiart. 2018. p.163-186.

Ravansari R, Wilson SC, Tighe M. Portable X-ray fluorescence for environmental assessment of soils: Not just a point and shoot method. Environ Int. 2019; 134: 105250.

Resende AV, Brandão, ZN, Grego CR, Borghi, E, Wilda LRM. Manejo do solo sob o enfoque da agricultura de precisão. In: Bertol I, De Maria IC, Souza LS. (Ed.). Manejo e conservação do solo e da água. Viçosa: SBCS. 2019. p.1220-1270.

Ribeiro BT, Silva SHG, Silva EA, Guilherme LRG. Portable X-ray fluorescence (pXRF) applications in tropical Soil Science. Ci Agrotec. 2017; 41: 245-254.

Ribeiro BT, Weindorf DC, Silva BM, Tassinari D, Amarante LC, Curi N, Guilherme LRG. The influence of soil moisture on oxide determination in tropical soils via portable X-ray fluorescence. Soil Sci Soc Am J. 2018; 3: 632-644.

Rieke-Zapp DH, Nearing MA. Digital close-range photogrammetry for measurement of soil erosion. Photogramm Rec. 2005; 20: 69-87.

Romano N. Soil moisture at local scale: Measurements and simulations**.** J Hydrol. 2014; 516: 6-20.

Saad SI, Silva JM, Silva MLN, Guimarães JLB, Sousa Junior WC, Figueiredo RO, Rocha HR. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. Plos One. 2018; 13: e0192325.

Saad SI, Silva JM, Ponette-González AG, Silva MLN, Rocha HR. Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic forest conservation in a Brazilian watershed. Ecosyst Serv. 2021; 48101260.

Saiz-Rubio V, Rovira-Más F. From Smart Farming towards Agriculture 5.0: A Review on Crop Data Management. Agron. 2020; 10(207): 1-21.

Santos WJR, Silva BM, Oliveira GC, Volpato MML, Lima JM, Curi N, Marques João J. Soil moisture in the root zone and its relation to plant vigor assessed by remote sensing at management scale. Geoderma. 2014; 221: 91-95.

Silva BM, Oliveira GC, Serafim ME, Silva Júnior JJ, Colombo A, Lima JM. Acurácia e calibração de sonda de capacitância em Latossolo Vermelho cultivado com cafeeiro. Pesq Agropec Bras. 2012: 47: 277-286.

Silva BM, Silva SHG, Oliveira GC, Peters PHCR, Santos WJR, Curi N. Soil moisture assessed by digital mapping techniques and its field validation. Ci Agrotec. 2014a; 38:140-148.

Silva BPC, Silva MLN, Avalos FAP, Menezes MD, Curi N. Digital soil mapping including additional point sampling in Posses ecosystem services pilot watershed, southeastern Brazil. Sci Rep. 2019a; 9:13763.

Silva BPC, Silva MLN, Batista PVG, Pontes LM, Araújo EF, Curi N. Soil and water losses in eucalyptus plantation and natural forest and determination of the USLE factors at a pilot sub-basin in Rio Grande do Sul, Brazil. Ci Agrotec. 2016; 40: 432-442.

Silva BPC, Tassinari D, Silva MLN, Silva BM, Curi N, Rocha HR. Nonlinear models for soil moisture sensor calibration in tropical mountainous soils. Sci Agric. 2022; 79(4): e20200253.

Silva EA, Weindorf DC, Silva SHG, Ribeiro BT, Poggere GC, Carvalho TS, Gonçalves MGM, Guilherme LRG, Curi N. Advances in tropical soil characterization via portable X-ray fluorescence spectrometry. Pedosphere. 2019b; 29: 468-482.

Silva LBN, Silva MLN, Batista PVG, Lima DA, Neto AM. Developing an unmanned air vehicle deployed sensor platform for studying atmospheric emissions of soil carbon dioxide. In: 21 World Congress of Soil Science; Rio de Janeiro. Viçosa: IUSS/SLCS/SBCS; 2018. https://www.21wcss.org.

Silva MA, Freitas DAF, Silva MLN, Oliveira AH, Lima GC, Curi N. Geographic information system on the land use planning. Rev Bras Cienc Agrar. 2013; 8: 316-323.

Silva MA, Silva MLN, Curi N, Oliveira AH, Avanzi JC, Norton LD. Water erosion risk prediction in eucalyptus plantations. Ci Agrotec. 2014b; 38: 160-172.

Silva MA, Silva MLN, Curi N, Santos GR, Marques JJGSM, Menezes MD, Leite FP. Evaluation and spatialization of rainfall erosivity in the rio Doce Valley, Central-Eastern region of Minas Gerais, Brazil. Rev Bras Cienc Solo. 2010; 34: 1029-1039.

Silva MLN, Avalos FAP, Lima W, Poggere GC, Curi N. Diagnóstico e recomendação de práticas conservacionistas do solo e da água, em áreas cultivadas com tabaco, fazenda Mafra – Souza Cruz. Mafra: Souza Cruz. 2017. 28p.

Silva MLN, Curi N, Ferreira MM, Lima JM, Ferreira DF. Proposition of models for erodibility estimation of Brazilian oxisols. Pesq Agropec Bras. 1999; 34: 2287-2298.

Silva MLN, Curi N, Lima JM, Ferreira MM. Evaluation of indirect methods for determination of erodibility of Brazilian latosols (oxisols). Pesq Agropec Bras. 2000; 35: 1207-1220.

Silva MLN, Curi N. Uso e conservação do solo e da água e crise energética: reflexões e exemplos em Minas Gerais. Bol Inf SBCS. 2001; 26: 10-13.

Silva MLN, Quinton JN, Cândido BM, Curi N, Batista PVG, Cardoso P, Avalos FA, Davies J. (R)USLE factors obtained in standard plots: a critical analysis, opportunities and challenges related to the database in Brazil. In: Proceedings of the Global Symposium on Soil Erosion. 2019; Roma. Rome: FAO; 2019c. p.279-283.

Silva SHG, Ribeiro BT, Guerra MBB, Carvalho HWP, Lopes G, Carvalho GS, Guilherme LRG, Resende M, Mancini M, Curi N, Rafael RBA, Cardelli V, Cocco S, Corti G, Chakraborty S, Li B, Weindorf DC. pXRF in tropical soils: methodology, applications, achievements and challenges. Adv Agron. 2021; 167: 1-62.

Silva SHG, Weindorf DC, Pinto LC, Faria WM, Acerbi Junior FW, Gomide LR, Mello JM, Pádua Junior AL, Souza IA, Teixeira AFS, Guilherme LRG, Curi N. Soil texture prediction in tropical soils: A portable X-ray fluorescence spectrometry approach. Geoderma. 2020; 362: 114136.

Siqueira Junior P, Silva MLN, Cândido BM, Avalos FAP, Batista PVG, Curi N, Lima W, Quinton JN. Assessing water erosion processes in degraded area using unmanned aerial vehicle imagery. Rev Bras Cienc Solo. 2019; 43: e0190051.

Soares AB, Missio RL, Schmitt D, Beffart R, Deifeld FLC. Componente animal em sistemas integrados de produção agropecuária. In: Souza ED, Silva FD, Assmann TS, Carneiro MAC, Carvalho PCF, Paulino HB. Editores. Sistemas integrados de produção agropecuária no Brasil. Tubarão: copiart. 2018. p.187-210.

Stöcker C, Eltner A, Karrasch P. Measuring gullies by synergetic application of UAV and close range photogrammetry – A case study from Andalusia, Spain. Catena. 2015; 132: 1-11.

Teixeira AF, Pelegrino MHP, Faria WM, Silva SHG, Gonçalves MGM, Acerbi Júnior FW, Gomide LR, Pádua Júnior AL, Souza IA, Chakraborty S, Weindorf DC, Guilherme LRG, Curi N. Tropical soil pH and sorption complex prediction via portable X-ray fluorescence spectrometry. Geoderma. 2020; 361: 114132.

Teixeira AFS, Weindorf DC, Silva SHG, Guilherme LRG, Curi N. Portable X-ray fluorescence (pXRF) spectrometry applied to the prediction of chemical attributes in Inceptisols under different land uses. Ci Agrotec. 2018; 42: 501-512.

Thomas DT, Moore AD, Bell, LW, Webb NP. Ground cover, erosion risk and production implications of targeted management practices in Australian mixed farming systems: Lessons from the Grain and Graze program. Agric Systems. 2018; 162: 123-35.

Tiecher T, Ramon R, Laceby JP, Evrard O, Minella JPG. Potential of phosphorus fractions to trace sediment sources in a rural catchment of Southern Brazil: Comparison with the conventional approach based on elemental geochemistry. Geoderma. 2019; 337: 1067-76.

US Environmental Protection Agency - USEPA. Method 6200 – Field portable X-ray fluorescence spectrometry for the determination of elemental concentrations in soil and sediment [Internet]. 2007 [acesso em 17 Fevereiro 2020]. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/6200.pdf

Vanella D, Cassiani G, Busato L, Boaga J, Barbagallo S, Binley A, Consoli S. Use of small scale electrical resistivity tomography to identify soil-root interactions during deficit irrigation. J Hydrol. 2018; 556: 310-324.

Vereecken H, Huisman JA, Pachepsky Y, Montzka C, Van Der Kruk J, Bogena H, Weihermüller L, Herbst M, Martinez G, VanderborghT J. On the spatio-temporal dynamics of soil moisture at the field scale. J Hydrol. 2014; 516: 76-96.

Vincent DR, Deepa N, Elavarasan D, Srinivasan K, Chauhdary SH, Iwendi C. Sensors driven AI-based agriculture recommendation model for assessing land suitability. Sensors. 2019; 19: 3667.

Vinci A, Brigante R, Todisco F, Mannocchi F, Radicioni F. Measuring rill erosion by laser scanning. Catena. 2015; 124: 97-108.

Wang B, Zheng F, Römkens MJM, Darboux F. Soil erodibility for water erosion: A perspective and Chinese experiences. Geomorphology. 2013; 187: 1-10.

Weindorf DC, Bakr N, Zhu Y. Advances in portable X-ray fluorescence (PXRF) for environmental, pedological, and agronomic applications. Adv Agron. 2014; 128: 1-45.

Weindorf DC, Chakraborty S. Portable X-ray fluorescence spectrometry analysis of soils. In: Hirmas D. (Ed.). Methods of Soil Analysis. Soil Sci Soc Am J. 2016; 1-8.

World Health Organization, UNICEF. Progress on sanitation and drinking water: 2015 Update and millennium development goals assessment. World health organization, UNICEF, Division of communication, 3 United nations plaza, New York 10017, USA. 2015.

Zhang J, Huang Y, Pu R, Gonzalez-Moreno P, Yuan L, Wu K, Wu, Huang W. Monitoring plant diseases and pests through remote sensing technology: A review. Comp Electr Agric. 2019; 165: 104943.

CAPÍTULO 10

PRODUÇÃO ORGÂNICA DE HORTALIÇAS EM SISTEMA CONVENCIONAL DE PREPARO DO SOLO E PLANTIO DIRETO NA BAIXADA FLUMINENSE, RJ

Nivaldo Schultz
Professor do Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. E-mail: nivaldods@ufrrj.br

Dérique Biassi
Estudante de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Agronomia e Ciência do Solo, Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. E-mail: deriquebiassi@gmail.com

Marcos Gervasio Pereira
Professor do Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. E-mail: mgervasiopereira01@gmail.com

Everaldo Zonta
Professor do Departamento de Solos, Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ. E-mail: ezonta@ufrrj.br

1 . INTRODUÇÃO

A agricultura orgânica tem se expandido no Brasil nas últimas décadas com cada vez mais adeptos em todas as regiões do país e do mundo. Segundo a Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003 (BRASIL, 2003), no sistema orgânico de produção agropecuária, devem ser adotadas técnicas específicas, mediante a otimização do uso dos recursos naturais e socioeconômicos disponíveis e o respeito à integridade cultural das comunidades rurais, tendo por objetivo a sustentabilidade econômica e ecológica, a maximização dos benefícios sociais, a minimização da dependência de energia não renovável, empregando, sempre que possível, métodos culturais, biológicos e mecânicos, em contraposição ao uso de materiais sintéticos, a eliminação do uso de organismos geneticamente modificados e radiações ionizantes, em qualquer fase do processo de produção, processamento, armazenamento, distribuição e comercialização, e a proteção do meio ambiente (Brasil, 2003; Santos e Monteiro, 2019).

Os primeiros movimentos surgiram com a percepção dos danos causados pela agricultura convencional em plena Revolução Verde, na década de 1970, com a organização inglesa *Soil Association*, composta por técnicos e cientistas da área agrícola, que buscavam alternativas para o desenvolvimento de uma agricultura baseada em princípios ecológicos, associada à interação e aproximação entre produtores e consumidores (Moreira et al., 2017). Como resultado desses movimentos, foi criada, em Versalhes, França, em 1972, a *International Federation of Organic Agriculture Movements* (IFOAM) ou na tradução para o português Federação Internacional dos Movimentos da Agricultura Orgânica FIMAO), a qual se difundiu pelo mundo nas últimas décadas, contando atualmente com 154 países, 1,4 milhões de produtores orgânicos associados, ocupando uma área de 35 milhões de ha em

produção orgânica (Paull, 2010).

No Brasil, desde os primeiros movimentos mundiais na busca por uma agricultura mais sustentável, sempre houve compartilhamento de informações entre cientistas e simpatizantes pela agroecologia. Um fato histórico foi a realização da ECO-92, no Rio de Janeiro, que abriu os caminhos para que as certificadoras e exportadores de produtos orgânicos pressionassem as autoridades brasileiras para regulamentarem a produção orgânica no país. Entre diversas iniciativas para dar mais visibilidade e respaldo técnico e jurídico à agricultura orgânica, destaca-se a publicação da Lei nº 10.831, de 23 de dezembro de 2003 (BRASIL, 2003). Esta define normas para a produção e comercialização de produtos da agricultura orgânica, a qual após muitas discussões foi regulamentada pelo Decreto nº 6.323, de 27 de dezembro de 2007 (BRASIL, 2007), consolidando dessa forma o esforço de anos de trabalho de entidades públicas, sociedade civil e especialistas das mais variadas áreas do conhecimento sobre o assunto (Moreira et al., 2017; Santos e Monteiro, 2019).

No estado do Rio de Janeiro, houve um crescimento expressivo no número de produtores orgânicos nos últimos anos, tendo atualmente 584 registros de agricultores orgânicos ativos no Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos (CNPO). Desse total, 58 produtores se encontram na Baixada Fluminense (MAPA, 2021). Este crescimento da agricultura orgânica na Baixada Fluminense, deve-se ao esforço conjunto de pesquisadores e professores da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ), Embrapa Agrobiologia, Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO), Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado (EMATER RIO), Associação de Produtores Biológicos do Estado do Rio de Janeiro (ABIO), em parceria com agricultores que buscam o desenvolvimento da agricultura com bases ecológicas, ambientalmente sustentável, economicamente viável e socialmente justa.

Neste capítulo, será apresentado um apanhado geral do desenvolvimento de um experimento implantado em abril de 2018 no Sítio do Sol, localizado na Reta dos Oitocentos, nº 896, Piranema, Seropédica, RJ, associado à ABIO e cadastrado no CNPO. Trata-se de uma área experimental que tem como objetivo a produção de hortaliças orgânicas nos sistemas de manejo do solo convencional (preparo com enxada rotativa) (PCS) e o Sistema Plantio Direto (SPD), utilizando diferentes plantas de cobertura do solo, cultivadas de forma solteira e com misturas de sementes, denominados coquetéis de sementes. Para isso serão apresentados a linha do tempo de desenvolvimento do experimento, os resultados de acúmulo de massa seca das plantas de cobertura do solo, a produtividade de milho verde (*Zea mayz*), repolho (*Brassica oleracea* var. capitata) e jiló (*Solanum gilo*), as condições químicas e físicas, e o carbono orgânico do solo (COS), após 2 anos e 7 meses de experimentação.

2 . CONTEXTUALIZAÇÃO DO ESTUDO DESENVOLVIDO

Apesar da produção orgânica e o SPD serem excelentes opções para a produção de alimentos e outros produtos da agropecuária de forma sustentável, o desenvolvimento de tecnologias e a difusão de conhecimentos técnicos específicos a nível regional ainda são muito escassos. Esta realidade ressalta a importância do desenvolvimento de estudos que favoreçam o entendimento dos sistemas de produção agrícola de forma regional e até mesmo local. Além disso, a condução de ensaios (áreas experimentais), em propriedades rurais, favorece a interação entre pesquisadores, professores, estudantes, produtores e consumidores. Isto facilita a inovação e a difusão de conhecimentos e tecnologias que, aos poucos, vão tornando os sistemas de produção mais eficientes, com menores impactos ambientais e sociais.

3 . CRONOLOGIA DAS ATIVIDADES DESENVOLVIDAS

3.1 Descrição da Área Experimental e Informações Gerais

A área experimental foi implantada em uma propriedade particular de produção orgânica (Sítio do Sol), filiada à ABIO e cadastrada no CNPO, sendo o início das atividades realizado em abril de 2018, com a coleta de amostras de solo para análise dos atributos químicos. A área se encontrava com pastagem com predomínio de diferentes espécies de brachiarias (*Urochloa sp*), grama babatais (*Paspalum notatum*) e plantas invasoras de pastagem em fase de degradação. As amostras de terra foram caracterizadas segundo Teixeira et al. (2017) e os resultados são apresentados na Tabela 1.

Prof.	pH	Ca	Mg	Al	Na	H+Al	SB	T	V	K	P
cm	H_2O	---------------------------cmol$_c$dm^{-3}--------------------------							%	----mg dm^{-3}----	
0-20	5,40	1,27	1,28	0,25	0,04	3,52	2,93	6,45	46	5	2

Tabela 1. Atributos químicos do solo antes da implantação do experimento. Sítio do Sol, Seropédica, RJ. Abril de 2018

Resultados de amostra composta por 15 amostras simples na camada de 0-20 cm.

Os atributos físicos do solo avaliados foram a densidade do solo (Ds) (Tabela 2), a densidade de partículas e de posse destes atributos calculou-se o volume total de poros (VTP), também foi determinada a resistência do solo à penetração (RSP), sendo realizadas 4 repetições na área total, com as médias apresentadas na Figura 1. A DS foi determinada com anel de Kopeck nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade, segundo Teixeira et al. (2017). A RSP foi determinada na camada de 0-40 cm de profundidade

utilizando o penetrômetro de impacto modelo IAA/Planalsucar – Stolf, segundo Stolf et al. (2014). A umidade do solo, no momento da avaliação de resistência a penetração, foi de 18%.

Profundidade (cm)	Densidade do solo (Mg m^{-3})
0-10	1,45
10-20	1,49
20-40	1,50

Tabela 2. Densidade do solo antes da implantação do experimento. Sítio do Sol, Reta de Piranema, Seropédica, RJ. Abril de 2018

Médias de 4 repetições. Método: Anel de Koppeck, segundo Teixeira et al. (2017).

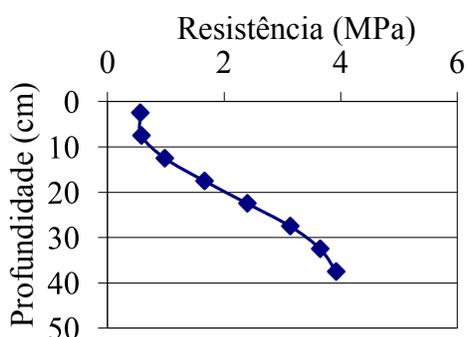



Figura 1. Resistência do solo a penetração (RSP) antes da implantação do experimento. Sítio do Sol, Seropédica, RJ. Abril de 2018.

Em todos os ciclos das hortaliças, a área foi irrigada por gotejamento com acionamento automático desenvolvido por Medici et al. (2010).

3.2 Cultivo de Aveia Preta para Produção de Palhada (Maio a Outubro de 2018)

Em maio de 2018, foi realizada a calagem em área total aplicando-se 2,5 Mg ha^{-1} de calcário dolomítico com poder relativo de neutralização total de 85,6% (PRNT = 85,6%, CaO = 40%, MgO = 10%), sendo o calcário incorporado com 1 aração e 2 gradagens a 20cm de profundidade, utilizando arado de disco para a aração e grade niveladora, acoplados a um trator de 65 cv.

Em julho de 2018 foi realizada a aplicação de fósforo (P) na área total (dose equivalente a 100 kg de P_2O_5 ha^{-1}, na forma de termofosfato com 18% de P_2O_5 total) e a semeadura da aveia preta (*Avena strigosa*) em área total (120 kg ha^{-1} de sementes comerciais cv. Embrapa 139, com 98% de pureza e 80% de germinação). Após a distribuição manual, as sementes de aveia preta e o termofosfato foram incorporados a aproximadamente 5cm de profundidade utilizando motocultivador de pequeno porte (Figura 2).

Em outubro de 2018, foi realizada a avaliação da produção de massa fresca da aveia preta utilizando um gabarito de 0,25 m^2 (0,50 x 0,50 m), com amostragem de 4 repetições na área total, a partir das quais foi calculada a média. Das amostras coletadas no campo, foram retiradas sub amostras para determinar a massa seca através de secagem em estufa de circulação a 65 ºC até as amostras atingirem pesos constantes.

Figura 2. Incorporação das sementes de aveia preta junto com o termofosfato (a). Aveia preta na floração no momento da avaliação do acúmulo de massa seca.

A produção de massa seca da aveia preta foi de 2,02 Mg ha^{-1}, considerada baixa quando comparado a resultados de estudos desenvolvidos em outras regiões brasileiras, em que o acúmulo de massa seca pode chegar a valores superiores a 5 Mg ha^{-1} (Argenta et al., 2001; Soratto; Crusciol, 2008). Em estudos realizados na região serrana do estado do Rio de Janeiro, Barradas et al. (2001) e Schultz et al. (2020) verificaram acúmulos de massa seca de 5,3 e 8,1 Mg ha^{-1}, respectivamente. Para a Baixada Fluminense, não foram encontrados relatos na literatura sobre o acúmulo de massa seca da aveia preta, no entanto, sabe-se que a espécie se adapta melhor em regiões de climas com temperaturas médias anuais mais baixas, especialmente no inverno. As principais razões para o baixo acúmulo de massa seca neste estudo foram: i. a temperatura elevada, quando comparado com outras regiões, como por exemplo a região serrana do próprio estado; ii. baixo volume de chuvas que também foram mal distribuídas nas estações de outono e inverno, período que se deu o cultivo da aveia neste experimento. Apesar do acúmulo de massa seca da aveia ter sido baixo em comparação às outras regiões citadas, foi verificada cobertura satisfatória do solo e influência da palhada no controle das plantas espontâneas (Figura 3).

Figura 3. Área experimental mostrando o desenvolvimento da aveia preta em diferentes épocas.

3.3 Cultivo de Milho Verde (novembro de 2018 a fevereiro de 2019)

Após a roçada da aveia preta a área foi subdividida em 8 blocos de 24 x 6 m, sendo 4 para o cultivo com o PCS utilizando um microtrator (Yanmar Agritech TC-14) com enxada rotativa e no restante mantido no SPD (Figura 4).

Figura 4. Preparo do solo no sistema de manejo com PCS após o ciclo de cultivo da aveia preta.

Após o preparo do solo foi realizada a abertura manual dos sulcos de aproximadamente 10cm de profundidade, com auxílio de enxada para a semeadura de milho. Em seguida, foi realizada a adubação no fundo dos sulcos, com aplicação de 80 kg ha^{-1} de N, 90 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 120 kg ha^{-1} de K_2O, estabelecida a partir dos resultados obtidos através das análises de fertilidade, na forma de torta de mamona, termofosfato e sulfato de potássio, respectivamente. Na sequência, os adubos foram cobertos com aproximadamente 5cm de terra, seguido da semeadura do milho (Cultivar AG1051 *Seminis*), com distribuição manual de cinco sementes por metro linear e cobertura das sementes com aproximadamente 5cm de terra. Todas as operações realizadas de forma manual.

Ao longo do ciclo de cultivo foram realizadas duas capinas no sistema de PCS e duas roçadas no SPD. Também foi realizado semanalmente o controle de lagartas com a aplicação de Dipel ® WP (*Bacillus thuringiensis*, var. kurstaki, linhagem HD – 1) e controle de ácaros e lepidópteras com a aplicação de óleo de *Neem* (*Azadiractina* 0,12% p/p), com 1 ml por litro de água. A Figura 5 mostra o milho na fase de formação das espigas, sendo possível observar a diferença entre as quatro repetições do PCS (blocos de coloração verde escura) e o SPD (blocos de coloração verde clara, com as plantas menores do que as do PCS).

Figura 5. Foto aérea da área experimental com visualização dos blocos com cultivo de milho no PCS (blocos de coloração verde escura) e SPD (blocos de coloração verde clara).

A colheita foi realizada, em fevereiro de 2019, para a avaliação do número de espigas comerciais por hectare (NECH); o número de espigas não comerciais por hectare (NENCH) e o número de espigas total por ha (NETOTH). As avaliações foram realizadas nas quatro linhas centrais das parcelas, totalizando 20 m^2 de área útil por parcela.

A produtividade do milho verde foi superior no PCS em comparação ao SPD (Tabela 3). Este resultado deve-se ao fato da ocorrência de atraso no desenvolvimento inicial das plantas do SPD em relação ao PCS. Possivelmente, este atraso no desenvolvimento inicial do milho ocorreu em decorrência da imobilização do N orgânico do solo e da palhada da aveia preta pelos microrganismos decompositores de matéria no SPD em relação ao PCS. Resultado semelhantes foram observados por Favarato et al. (2016), com a avaliação de diferentes plantas de cobertura do solo em cultivos solteiros e consorciados na região serrana do Espírito Santo.

A constatação do atraso no desenvolvimento inicial das plantas no SPD em relação ao PCS é importante do ponto de vista de manejo da adubação de cobertura no SPD orgânico, indicando que, no sistema orgânico de produção, é necessário, na fase inicial de implantação do sistema, uma adubação complementar com N para evitar perdas na produtividade das culturas de interesse econômico.

A produtividade total foi de 42969 espigas no PCS e 36874 no SPDD, entretanto, apenas 36,4% atingiram padrão comercial no PCS e 26,3% no SPD. Uma possível explicação para o resultado encontrado pode ser atribuída as elevadas temperaturas registradas em janeiro de 2019, chegando 42 ºC em alguns horários, associados aos problemas no sistema de irrigação, que não funcionou adequadamente em função de falhas no próprio sistema e também por falta de água em alguns dias ao longo ciclo da cultura, especialmente na fase de formação e enchimento dos grãos. Confirma-se a importância da irrigação adequada para a produção agrícola na Baixada Fluminense, mesmo para culturas adaptadas a elevadas temperaturas e estresse hídrico, como é o caso do milho.

Tratamento	NECH	NENCH	NETOTH
	Unidade		
PCS	15625	27344	42969
Desvio padrão médio	11250	16094	4844
SPD	9687	27187	36874
Desvio padrão médio	3125	3125	4062

Tabela 3. Produtividade de milho verde orgânico nos sistemas de manejo com PCS e SPD. Sítio do Solo, Seropédica, RJ. Fevereiro de 2019

Média de 4 repetições. PCS: Preparo convencional do solo. SPD: Sistema plantio direto. NECH: número de espigas comerciais por hectare. NENCH: número de espigas não comerciais por hectare. NETOTH: número total de espigas por hectare.

Fonte: Favarato et al. (2016).

3.4 Cultivo de Diferentes Plantas de Cobertura do Solo (fevereiro até junho de 2019)

Após a colheita do milho verde, foi iniciado uma nova fase na área experimental. Os sistemas PCS e SPD foram subdivididos para o cultivo de diferentes plantas de cobertura do solo, sendo este delineamento definitivo para manter o experimento a longo prazo. O delineamento experimental foi transformado em esquema fatorial 2 x 6, com parcelas subdivididas, sendo as parcelas 2 sistemas de manejo (PCS e SPD) e 6 subparcelas para avaliar diferentes plantas de cobertura do solo em cultivos solteiros e na forma de mistura de sementes, denominados coquetéis de sementes, dentro de cada sistema de manejo. As plantas de cobertura foram: M: Milheto (*Pennisetum glaucum*); C.J.: Crotalária juncea (*Crotalaria juncea*); F.P.: Feijão de porco *(Canavalia ensiformes)*; P.E.: Plantas espontâneas; Coquetel 1 – C1: mistura de milheto, crotalária juncea e feijão de porco utilizando 100% das sementes recomendadas para cultivos solteiros; Coquetel 2 – C2: mistura de milheto, crotalária juncea e feijão de porco utilizando 50% das sementes recomendadas para cultivos solteiros). A semeadura das plantas foi realizada em fevereiro de 2019. A Figura 6 mostra as plantas de cobertura do solo em diferentes fases de desenvolvimento. A avaliação das plantas de cobertura foi realizada em junho de 2019, antes de serem roçadas, em uma área de 9 m^2 (3 x 3 m). Após a avaliação no campo foram coletadas sub amostras para determinar a massa seca através de secagem em estufa de circulação a 65 ºC.

Figura 6. Área experimental com as diferentes plantas de cobertura do solo em diferentes fases de desenvolvimento.

Os maiores acúmulos de massa seca de palhada foram produzidos pelos coquetéis de sementes, seguidos pela crotalária juncea, feijão de porco, milheto e pelas plantas espontâneas (Figura 7). No PCS, os coquetéis 1 e 2 acumularam o equivalente a 7,04 e 7,61 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente. A crotalária juncea, o feijão de

porco, o milheto e as plantas espontâneas acumularam 6,75, 5,43, 4,23 e 1,33 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente. No SPD os coquetéis 1 e 2 acumularam o equivalente a 7,53 e 6,84 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente. A crotalária juncea, o feijão de porco, o milheto e as plantas espontâneas acumularam 6,26, 6,13, 2,84 e 2,12 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente.

Destaque importante foi o resultado verificado para o coquetel 2, com formação de palhada para a cobertura do solo semelhante ao coquetel 1, onde foi utilizado o dobro das sementes, independentemente do sistema de manejo. Ressalta-se que o custo e a indisponibilidade de sementes são fatores que desestimulam muitos produtores a adotarem as plantas de cobertura nos seus sistemas de produção. O milheto não apresentou boa adaptação ao clima da região neste ciclo, produzindo massa seca de palhada em quantidade considerada não satisfatória para a manutenção da cobertura do solo ao longo do ano. As plantas espontâneas apresentaram baixo acúmulo de massa seca e não proporcionaram proteção ao solo ao longo do ciclo de cultivo subsequente.

Observação importante para a cobertura com plantas espontâneas foi o predomínio da grama estrela, grama batatais e brachiarias na área experimental, as quais são, competitivas e muito difíceis para serem controladas com capinas com enxada. É preciso que sejam desenvolvidas pesquisas para amenizar problemas pontuais como a mato competição. Neste caso, tratando especificamente de gramíneas, as quais podem inviabilizar o SPD orgânico de hortaliças, em função de sua agressividade e não poderem ser controladas com o uso de herbicidas, que é a forma mais eficiente de controle destas espécies.

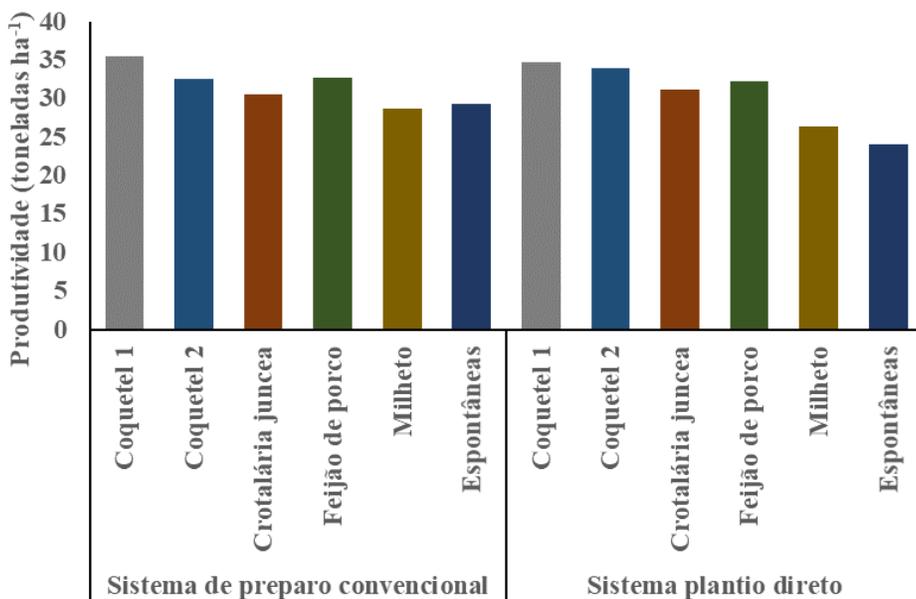



Figura 7. Acúmulo de massa seca de plantas de cobertura do solo, cultivadas solteiras e na forma de coquetéis de sementes, em sistema orgânico de produção de hortaliças com PCS e SPD. Média de 4 repetições.

3.5 Cultivo de Repolho (Junho até Setembro de 2019)

Em junho de 2019, após a avaliação das plantas de cobertura foi iniciado um ciclo de cultivo de repolho. Na tentativa de buscar uma forma mais prática para preparar as covas, foi utilizada uma motocoveadora de solo da seguinte forma: abertura das covas, distribuição dos fertilizantes e mistura dos fertilizantes na cova com a motocoveadora (Figura 8). Apesar de proporcionar maior qualidade no preparo das covas, especialmente na homogeneização dos fertilizantes, não se mostrou uma boa opção por ser mais cansativo do que o preparo das covas manualmente com enxadão.

a b

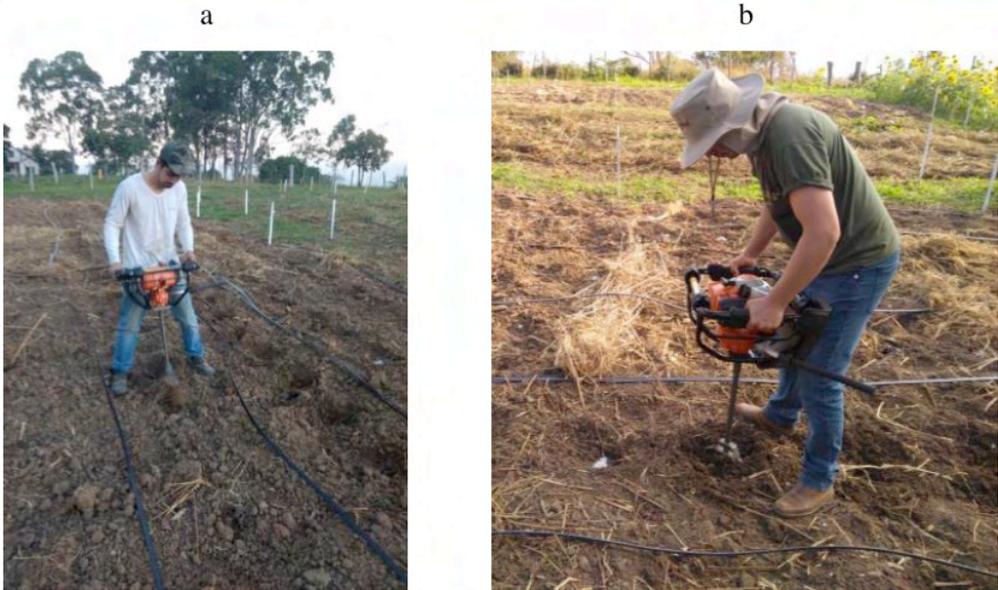



Figura 8. Preparo das covas com abertura inicial (a) e mistura dos fertilizantes (b).

A adubação foi realizada segundo o Manual de Calagem e Adubação do Estado do Rio de Janeiro (Freire et al., 2013), com aplicação de 60 kg ha^{-1} de N, 90 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 120 kg ha^{-1} de K_2O. As fontes utilizadas foram a torta de mamona, termofosfato e sulfato de potássio. O espaçamento foi de 1m entre linhas e 0,5m entre plantas. O preparo das covas e o transplantio das mudas foi realizado no mesmo dia.

As mudas foram produzidas em casa de vegetação em bandejas com tubetes de 128 cm^3, onde foram mantidas por 60 dias até atingirem altura suficiente para o transplantio. A produção das mudas em tubetes possibilita o transplantio para o campo de mudas mais fortalecidas, especialmente no SPD orgânico, no qual a palhada serve de abrigo para algumas pragas como grilos, lagartas e formigas, que podem trazer prejuízos significativos se as mudas forem transplantadas muito pequenas, como é o caso quando são produzidas em bandejas de plástico ou isopor com 128 ou 200 células.

Ao longo do ciclo de cultivo, foi realizada uma capina no sistema de PCS e uma roçada no SPD. Também foi realizado semanalmente a aplicação de Dipel ® WP (*Bacillus thuringiensis*, var. kurstaki, linhagem HD – 1) e óleo de *Neem* (*Azadiractina* 0,12% p/p), com 1 ml por litro de água.

A colheita foi realizada ao longo do mês de setembro de 2019, sendo as cabeças colhidas somente quando atingiam características e tamanho comercial. A produtividade foi avaliada a partir da pesagem das cabeças das 4 linhas centrais de cada parcela (Figura 9).

a b c

Figura 9. Lavoura de repolho em desenvolvimento e formação das cabeças (a), procedimentos de colheita e avaliação de campo (b) e detalhes da qualidade das cabeças produzidas (c).

A produtividade de repolho foi influenciada pelas coberturas do solo dentro dos sistemas de manejo (Figura 9). No PCS as produtividades foram equivalentes a:i. coquetel 1 - 35,47 Mg ha^{-1}; ii. cobertura com o coquetel 2 - 32,62 Mg ha^{-1}; iii. crotalária juncea - 30,59 Mg ha^{-1}; iv. feijão de porco - 32,77 Mg ha^{-1}; v. milheto - 28,75 Mg ha^{-1}; vi. plantas espontâneas - 29,28 Mg ha^{-1}. No SPD as produtividades foram: i. coquetel 1 - 34,78 Mg ha^{-1}; ii. coquetel 2 - 33,97 Mg ha^{-1}; iii. crotalária juncea - 31,24 Mg ha^{-1}; iv. feijão de porco - 32,24 Mg ha^{-1}; v. milheto - 26,33 Mg ha^{-1}; vi. plantas espontâneas - 24,09 Mg ha^{-1}. Na média geral dos dois sistemas de manejo, a produtividade no PCS foi de 31,58 Mg ha^{-1}, e no SPD 30,44 Mg ha^{-1}, sendo o PCS 1,14 Mg ha^{-1} superior ao SPD.

Os resultados mostram os benefícios do cultivo de mais de uma planta de cobertura na produtividade da cultura em sucessão e o efeito negativo na produtividade do repolho com a utilização apenas do milheto (gramínea) e das plantas espontâneas, que não produziram cobertura do solo em quantidade adequada. Outro aspecto importante é o conhecido efeito das leguminosas na fixação biológica de nitrogênio, que contribuiu para o aumento da produtividade do repolho nos tratamentos com os coquetéis e as leguminosas, em relação ao milheto e às plantas espontâneas.

As produtividades nos tratamentos, com os coquetéis e as leguminosas solteiras, atingiram valores que atendem às expectativas de produtividade por hectare, segundo o Manual de Calagem e Adubação do Estado do Rio de Janeiro (Freire et al., 2013), variando entre 30 e 40 Mg ha^{-1}. Do ponto de vista econômico, é possível afirmar que a utilização do coquetel 2 e das leguminosas cultivadas solteiras é mais recomendado para a produção de repolho, uma vez que, as diferenças de produtividade entre as diferentes coberturas do solo, foram relativamente pequenas e provavelmente não superariam o valor do investimento com sementes para o coquetel 1.

3.6 Cultivo de Diferentes Plantas de Cobertura do Solo (Dezembro de 2019 até Março de 2020)

Em dezembro de 2019, foi iniciado um novo ciclo com o preparo do solo e a semeadura das plantas de cobertura do solo, da mesma forma como descrito anteriormente no item 3.4. O ciclo foi iniciado com uma roçada da área experimental com roçadeira costal, com preparo do solo no tratamento com PCS (duas passagens de enxada rotativa com microtrator) e SPD (distribuição uniforme da palhada). Após o preparo do solo, as sementes das plantas de cobertura foram espalhadas manualmente a lanço e incorporadas com uma passagem com enxada rotativa a 5 cm de profundidade nos dois sistemas de manejo (Figura 10).

Figura 9. Vista geral da área experimental após preparo do solo no PCS e roçada do SPD (a), bloco do PCS após semeadura das plantas de cobertura (b), bloco do SPD após semeadura das plantas de cobertura e uma passada com enxada rotativa de forma superficial – 5 cm de profundidade (c) e vista geral da área experimental 14 dias após a semeadura das plantas de cobertura do solo (d).

Uma semana após a semeadura, foi necessário semear novamente o feijão de porco e a crotalária juncea no SPD devido a dificuldade de incorporação das sementes, devido a presença dos restos das plantas de cobertura, inclusive do sistema radicular. Com a segunda semeadura, realizada manualmente com enxada e de forma minuciosa foi

possível obter sucesso na formação da cobertura do solo.

A avaliação das plantas de cobertura foi realizada em março de 2020, antes de serem roçadas, em uma área de 2,25 m^2 (gabarito de 1,5 x 1,5 m) (Figura 11). Após a avaliação no campo foram coletadas sub amostras para determinar a massa seca através de secagem em estufa de circulação a 65 ºC.

Figura 11. Vista da área experimental no momento da avaliação e coleta das amostras das plantas de cobertura do solo. Parcela de plantas espontâneas circundada das outras plantas de cobertura do solo (a). Vista superior da parcela com crotalária juncea e feijão de porco (b). Procedimento de avaliação das plantas de cobertura (c). Vista das parcelas após o corte e distribuição das plantas nas parcelas (d).

O acúmulo de massa seca das coberturas do solo apresentou comportamento entre os tratamentos, similar ao observado no ciclo anterior, com os maiores valores verificados nos dois coquetéis de sementes e os menores com o feijão de porco e espontâneas no PCS, e milheto e espontâneas no SPD (Figura 12). Os coquetéis 1 e 2 acumularam o equivalente a 10,95 e 10,92 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente no PCS,

e 9,70 e 9,68 Mg ha^{-1}, respectivamente no SPD. A crotalária juncea, o feijão de porco, o milheto e as plantas espontâneas acumularam no PCS o equivalente a 8,51, 5,89, 7,52 e 4,29 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente. No SPD, a crotalária juncea, o feijão de porco, o milheto e as plantas espontâneas acumularam o equivalente 8,12, 5,94, 5,33 e 5,17 Mg ha^{-1} de massa seca de palhada, respectivamente.

Neste ciclo, nos dois sistemas de manejo, todas a plantas de cobertura apresentaram acúmulo de massa seca maior do que no ciclo anterior, o que se explica pela época de cultivo. No ciclo anterior, o cultivo das plantas de cobertura ocorreu, entre os meses de fevereiro e junho de 2019, ao passo que neste ciclo, ocorreu entre dezembro de 2019 e março de 2020. No segundo ciclo, as plantas se desenvolveram em condições climáticas mais favoráveis, quando comparado ao primeiro ciclo, especialmente em relação às chuvas que tiveram volumes maiores e melhor distribuição entre dezembro de 2019 e março de 2020, em relação a fevereiro e junho de 2019. De forma similar ao observado no primeiro ciclo, os melhores resultados em termos de massa seca acumulada ocorreram nos dois coquetéis de sementes, sendo o coquetel 2 a melhor opção em função do menor gasto com a compra de sementes. Apesar dos volumes acumulados no milheto e com as plantas espontâneas no segundo ciclo serem superiores ao primeiro ciclo, os resultados reforçam a hipótese de que estas coberturas não devem ser recomendadas, especialmente, porque existem opções melhores, como é o caso dos coquetéis feijão de porco e crotalária juncea.

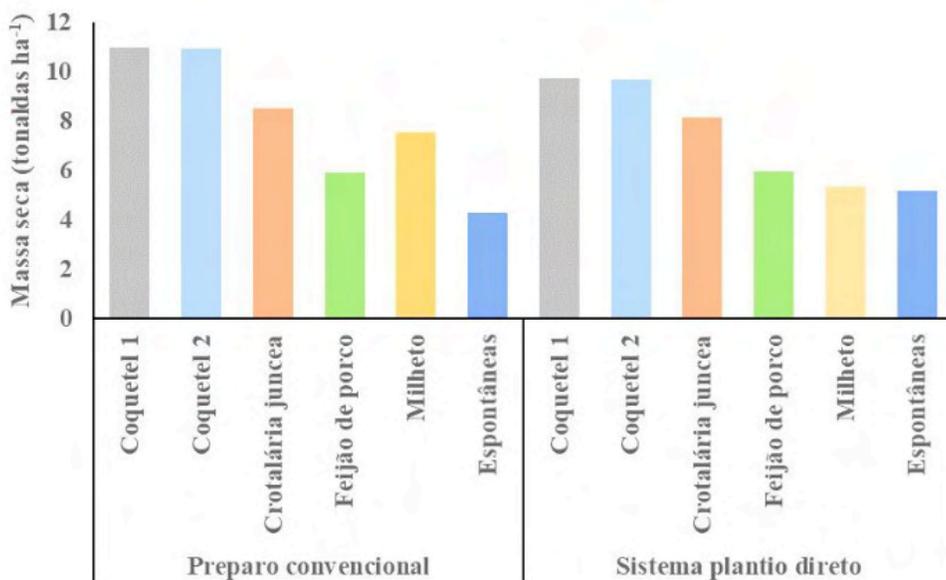



Figura 12. Acúmulo de massa seca de plantas de cobertura do solo, cultivadas solteiras e na forma de coquetéis de sementes em sistema orgânico de produção de hortaliças com PCS e SPD após o cultivo do repolho. Média de 4 repetições.

3.7 Cultivo de Jiló (março até setembro de 2020)

Após a avaliação das plantas de cobertura do solo iniciou-se o cultivo de jiló (*Solanum gilo* Raddi) cv. Português. Neste ciclo as covas foram preparadas com uso de enxadão, com dimensões de aproximadamenete 20 x 20 x 20 cm. Optou-se pelo preparo das covas com enxadão, em função da dificuldade da abertura com motocoveador verificada no ciclo de cultivo de repolho e por ainda ser possível identificar o local das covas preparadas com motocoveador para o cultivo do repolho. Ressalta-se que o preparo das covas com o motocultivador, no ciclo de repolho, favoreceu a abertura das covas para o plantio do jiló. Isto é vantajoso, uma vez que o objetivo é cultivar as hortaliças sempre no mesmo local, em função do sistema de irrigação, que é montado com os gotejadores espeçados a 50 cm entre si e sempre no mesmo local ao longo dos ciclos de cultivos. Após a abertura das covas foi realizada a adubação com 75 g de torta de mamona (4% de N total), 25 g de termofosfato (18% de P_2O_5) e 2,88 g de sulfato de potássio (52% de K_2O), os quais foram misturados nas covas, manualmente com auxílio de enxadão, logo após a abertura das mesmas.

Ressalvas devem ser feitas no que diz respeito à abertura das covas, à mistura dos fertilizantes e ao plantio no SPD orgânico. Estas operações são muito dificultadas devido à presença das plantas ainda vivas, especialmente os sistemas radiculares, o que também requer a busca por inovação tecnológica (máquinas e implementos de pequeno porte) para que a produção de hortaliças orgânicas em SPD seja de execução tão fácil ou ainda melhor do que no PCS.

O transplantio das mudas foi realizado em março de 2020, produzidas em casa de vegetação em bandejas com tubetes de 128 cm^3 (Figura 13a). Assim como já apresentado para a produção de mudas de repolho, a produção das mudas de jiló em bandejas com tubetes, os quais têm tamanhos maiores do que as células das bandejas de plástico e isopor, proporcionaou a produção de mudas mais desenvolvidas e fortalecidas, o que é fator determinante para o sucesso da produção de hortaliças em sistemas orgânicos.

a b

Figura 13. Vista da produção das mudas de jiló em tubetes de 128 cm^3, em casa de vegetação (a) e cultivo no campo no sistema PCS 23 dias após o transplantio (b).

Ao longo do ciclo de cultivo, foram aplicados semanalmente Dipel + óleo de Neen, nas dosagens de 70 g de Dipel e 300 mL de Neen, diluídos em aproximadamente 300 litros de água, para serem aplicados na área total. Foram realizadas duas capinas aos 30 e 42 dias após o transplantio das mudas para o campo. Aos 45 dias após o transplantio, foi realizada uma operação de aproximação da palhada no entorno das plantas de jiló, visando o controle das plantas invasoras, especificamente a tiririca (*Cyperus rotundus*). A Figura 14 apresenta o desenvolvimento do jiló em diferentes fases ao longo do ciclo.

Figura 14. Vista de diferentes fases ao longo do desenvolvimento das plantas. Plantas na fase inicial de desenvolvimento com presença expressiva de tiririca (a). Plantas aos 36 dias após o transplantio (b). Formação dos primeiros frutos (c).

A produtividade foi realizada com colheitas entre duas à três vezes por semana, com pesagem de todos os frutos das parcelas. A colheita ocorreu entre 16 de maio a 03 de setembro de 2020, resultando em 111 dias de colheita. Ressalta-se que entre a sexta e a sétima semanas, após o início da colheita, houve uma queda brusca na produtividade (Figura 15), resultante da não realização de adubação de cobertura que estava programada para oitava semana após o início da colheita. Essa adubação de cobertura foi retardada, em função do vigor das plantas, até esta fase do desenvolvimento, não sendo percebido nenhum sintoma de deficiência nas plantas. Esta experiência mostrou que as adubações de cobertura precisam ser mantidas em intervalos semelhantes ao que se realiza no sistema convencional sem plantas de cobertura, uma vez que, a extração e acúmulo de nutrientes nos frutos, e a consequente exportação com a colheita, acarreta queda de produtividade se não houver suprimento adequado de nutrientes para as plantas. O problema foi solucionado com adubação equivalente 80 kg ha^{-1} de N e 80 kg ha^{-1} de K_2O, utilizando 75 g de torta de mamona e 16 g de sulfato de potássio, por planta. O sulfato de potássio foi aplicado diluído em água na forma de fertirrigação junto com a aplicação de um composto orgânico na dose de 3 litros por ha^{-1}. A torta de mamona foi aplicada em dose única em cobertura e o sulfato

de potássio parcelado com intervalo de 20 dias. A resposta, às adubações realizadas, foi muito rápida e em duas semanas a produtividade voltou a aumentar chegando ao pico na sexta quinzena.

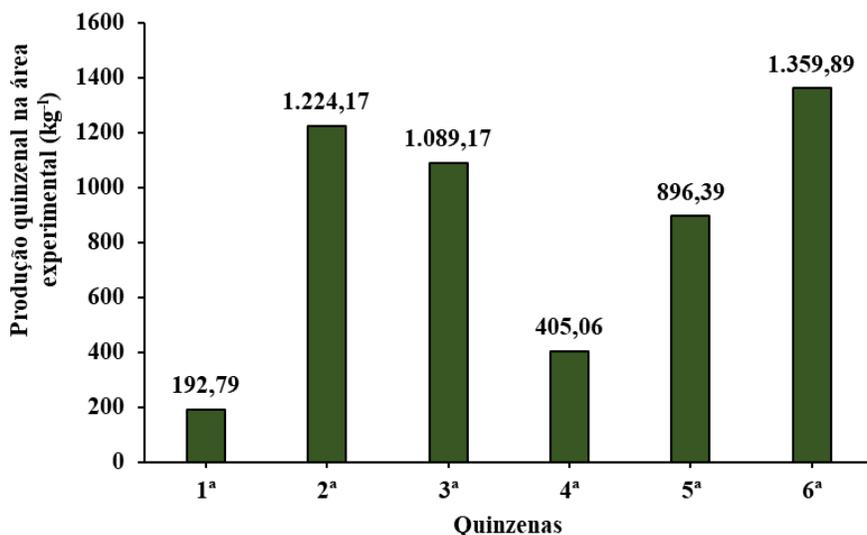



Figura 15. Produção da área total quinzenal do jiló com registro de queda acentuada na quarta quinzena em função do esgotamento do solo.

Os valores de produtividade alcançados em 111 dias de colheita (Figura 16) foram superiores aos esperados para o estado do Rio de Janeiro, segundo o Manual de Calagem e Adubação do Estado do Rio de Janeiro (Freire et al., 2013), que variam entre 20 e 40 Mg ha^{-1}. No PCS a produtividade foi de 53,72 Mg ha^{-1} com a cobertura do coquetel 1; 52,44 Mg ha^{-1} com o coquetel 2; 48,05 Mg ha^{-1} com a crotalária juncea; 52,58 Mg ha^{-1} com o feijão de porco; 46,42 Mg ha^{-1} com o milheto e 45,92 Mg ha^{-1} com as plantas espontâneas. No SPD a produtividade foi de 62,92 Mg ha^{-1} com a cobertura do coquetel 1; 57,79 Mg ha^{-1} com o coquetel 2; 61,08 Mg ha^{-1} com a crotalária juncea; 60,04 Mg ha^{-1} com o feijão de porco; 42,58 Mg ha^{-1} com o milheto e 40,54 Mg ha^{-1} com as plantas espontâneas. Na média das diferentes coberturas do solo dentro de cada sistema de manejo o SPD produziu 54,20 Mg ha^{-1} e o PCS 49,86 Mg ha^{-1}, com ganho de 4,35 Mg ha^{-1}. Os dois coquetéis e as leguminosas cultivadas solteiras apresentaram produtividades no SPD maiores que no PCS. O milheto e as plantas espontâneas apresentaram, no PCS, produtividades maiores que no SPD. Estes resultados mostram os efeitos tanto da palhada das leguminosas no SDP, quanto da incorporação da palhada do milheto e das plantas espontâneas no PCS. A maior diferença, entre os dois sistemas de manejo na produtividade do jiló ocorreu na cobertura com a crotalária juncea, onde o SPD superou o PCS em 13,02 Mg ha^{-1}.

Quanto à influência das coberturas do solo na produtividade do jiló, do ponto de vista

econômico, é possível inferir que a crotalária juncea e o feijão de porco são mais indicados, uma vez que resultaram em bons índices de produtividade com menor custo de sementes, quando comparados aos dois coquetéis de sementes. Entre os coquetéis, sob a mesma ótica econômica, pode-se afirmar que o coquetel 2 é mais indicado, haja vista que o custo com sementes das plantas de cobertura é 50% menor, quando comparado ao coquetel 1. Numa avaliação econômica, apenas em termos de rendimento bruto (R$), considerando o preço médio de R$ 50,00 por caixa de 15 kg, segundo o Boletim de Consulta de Preços da Centrais de Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro (CEASA-RJ, 2021), em 05/10/2021, o PCS renderia uma receita bruta de R$ 166.200,00 por ha e o SPD R$ 180.666,00 por ha, diferença de R$ 14.466,00 por ha, por ciclo de cultivo.

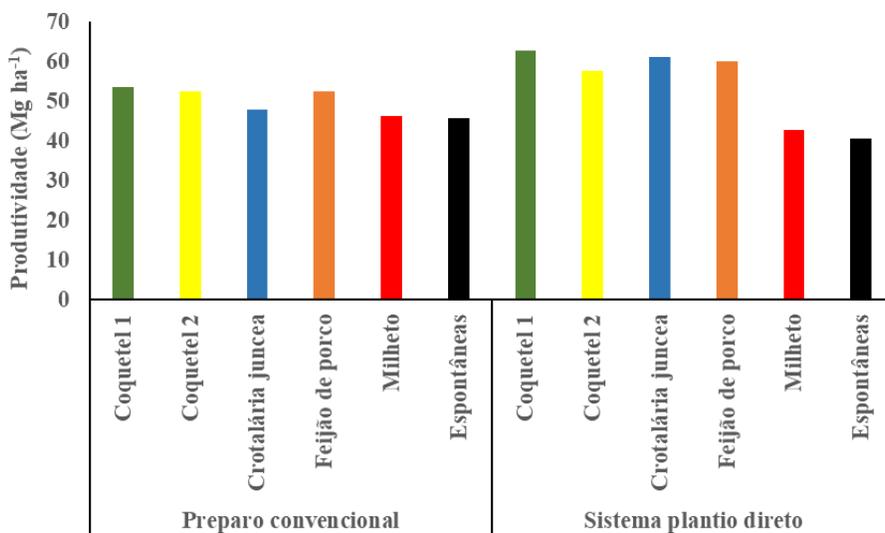



Figura 16. Produtividade de jiló orgânico sob PCS e SPD, com cobertura do solo formada por plantas cultivadas solteiras e na forma de coquetéis de sementes. Média de 4 repetições.

3.8 Avaliação de atributos químicos, físicos e carbono orgânico total do solo após 3 ciclos de cultivo de plantas de cobertura do solo, seguidos de cultivos de hortaliças

Após o cultivo sucessivo de aveia preta, milho verde, diferentes plantas de cobertura do solo, repolho, novamente plantas de cobertura e o cultivo de jiló, foram avaliados em outubro de 2020 (2 anos e 7 meses após a implantação do ensaio), os atributos químicos do solo, o carbono orgânico total (COT), a densidade do solo (Ds), o volume total de poros (VTP) e a resistência do solo à penetração. Nas Tabelas 4 e 5, estão apresentados os atributos químicos e o COT do solo.

Tomando como referência o resultado da análise de solo realizada, antes da implantação do experimento, em abril de 2018, houve melhorias nos atributos químicos

do solo, após os sucessivos cultivos, com aumento nos teores de Ca, Mg, P e K e elevação dos valores de pH. Entre as coberturas do solo não foram verificadas diferenças expressivas. Entretanto, entre os dois sistemas de manejo, o SPD apresentou valores de pH e V% inferiores aos observados no SPC. A explicação para esse resultado deve-se ao revolvimento do solo no PCS, o que favoreceu melhor incorporação e homogeneização do calcário aplicado na implantação do experimento. A diferença nos valores de pH e V% entre os dois sistemas de manejo não afetou o acúmulo de massa seca das plantas de cobertura do solo e a produtividade das hortaliças não foi afetada pelos menores valores no SPD em detrimento ao PCS. Os teores de COT apresentaram pequena variabilidade entre as coberturas e os sistemas de manejo do solo, no entanto, não é possível afirmar que houve maior incremento no SPD em relação ao PCS.

A DS apresentou variação em função dos sistemas de manejo e das coberturas do solo (Figura 17). No PCS, na camada de 0-10 cm, o menor valor (1,42 Mg m^{-3}) foi verificado sob o coquetel 1 e o maior (1,58 Mg m^{-3}) para a cobertura com milheto, diferindo entre si, porém sem diferir das demais coberturas. Para a camada de 10-20 cm, o menor valor foi verificado na cobertura com plantas espontâneas (1,58 Mg m^{-3}) e o maior (1,68 Mg m^{-3}) na cobertura com o coquetel 1, sem diferirem entre si, nem tampouco das demais coberturas. Na camada de 20-40 cm de profundidade o menor valor foi verificado no solo sob a crotalária juncea (1,48 Mg m^{-3}), e o maior (1,73 Mg m^{-3}) para a cobertura com coquetel 1, diferindo entre si, porém sem diferirem dos demais tratamentos.

No SPD, na camada de 0-10cm, o menor valor foi observado no coquetel 2 (1,52 Mg m^{-3}) e os maiores na crotalária juncea e plantas espontâneas (ambos 1,62 Mg m^{-3}). Na camada de 10-20 cm o menor valor foi observado na crotalária juncea (1,49 Mg m^{-3}) e o maior na cobertura com plantas espontâneas (1,75 Mg m^{-3}), diferindo entre si, porém sem diferirem das demais coberturas do solo. Na camada de 20-40 cm o menor valor foi observado na cobertura com milheto (1,60 Mg m^{-3}) e o maior na cobertura com crotalária juncea (1,74 Mg m^{-3}). Nas camadas de 0-10 e 20-40 cm não houve diferença entre os valores da DS para os diferentes tratamentos.

Na comparação entre os sistemas de manejo foi verificado que na camada de 0-10 cm a DS no SDP foi superior ao PCS nas coberturas com o coquetel 1 e com as plantas espontâneas; na camada de 10-20 cm para a cobertura do solo com as plantas espontâneas e na camada de 20-40 cm para a cobertura com crotalária juncea. Os valores médios das seis coberturas dentro de cada sistema de manejo foram, para a camada de 0-10 cm - 1,49 Mg m^{-3} para o PCS e 1,59 Mg m^{-3} para o SPD; na camada de 10-20 cm - 1,63 Mg m^{-3} para o PCS e 1,65 Mg m^{-3} para o SPD; e para a camada de 20-40 cm foram - 1,64 Mg m^{-3} para o PCS e 1,65 Mg m^{-3} para o SPD. Os valores de DS observados nos dois sistemas de manejo, para todas as coberturas do solo, de maneira geral são considerados elevados do ponto de vista agronômico. Segundo Kiehl (1979), a DS é variável com a textura e outros

atributos e propriedades do solo, no entanto, de maneira geral solos com valores entre 1,60 e 1,70 Mg m^{-3} podem influenciar negativamente o desenvolvimento das raízes das plantas.

Tratamento	pH	Ca	Mg	Al	Na	H+Al	SB	T	V	P*	K	COT
	H_2O	--------------------------------cmol$_c$dm^{-3}----------------------------							%	----mg dm^{-3}---		g kg^{-1}
	Preparo convencional do solo – 0-5 cm											
Coquetel 1	6,00	2,65	2,08	0,00	0,05	2,52	5,01	7,53	66	19	92	3,18
Coquetel 2	6,24	3,53	2,54	0,00	0,03	1,65	6,36	8,01	79	48	103	3,34
Crotalaria juncea	6,01	2,37	1,60	0,00	0,03	2,60	4,20	6,80	61	20	77	2,96
Feijão de porco	6,19	3,60	2,25	0,00	0,03	2,39	6,20	8,59	72	18	123	3,20
Milheto	6,20	3,13	2,30	0,00	0,05	2,39	5,82	8,21	71	38	137	2,88
Plantas espontâneas	6,17	3,48	2,45	0,00	0,04	2,19	6,20	8,39	74	20	94	3,16
Média	6,14	3,13	2,20	0,00	0,04	2,29	5,63	7,92	70	27	104	3,12
	Preparo convencional do solo – 5-10 cm											
Coquetel 1	6,02	2,65	2,18	0,00	0,04	3,18	5,10	8,28	62	9	95	2,89
Coquetel 2	6,22	2,85	2,00	0,00	0,02	3,09	4,97	8,06	62	9	39	3,05
Crotalaria juncea	6,06	2,27	1,67	0,00	0,03	3,41	4,10	7,51	55	5	55	3,05
Feijão de porco	6,28	3,25	2,03	0,00	0,02	2,97	5,46	8,43	65	11	66	2,95
Milheto	6,19	2,33	1,78	0,00	0,04	2,42	4,27	6,69	64	8	50	2,85
Plantas espontâneas	6,33	2,75	2,05	0,00	0,02	1,94	4,95	6,89	72	13	51	2,92
Média	6,18	2,68	1,95	0,00	0,03	2,84	4,81	7,64	63	9	59	2,95
	Preparo convencional do solo – 10-20 cm											
Coquetel 1	5,95	2,03	1,80	0,00	0,02	3,85	3,95	7,80	50	4	39	2,75
Coquetel 2	6,21	2,35	1,85	0,00	0,02	3,42	4,33	7,75	56	5	42	2,81
Crotalaria juncea	6,14	2,48	1,58	0,05	0,02	3,26	4,13	7,39	59	5	23	2,74
Feijão de porco	6,16	2,48	1,95	0,08	0,02	2,52	4,54	7,06	64	5	36	2,77
Milheto	6,13	2,50	1,90	0,00	0,02	3,14	4,55	7,68	60	6	47	2,65
Plantas espontâneas	6,57	2,83	2,25	0,00	0,03	2,27	5,20	7,47	70	5	38	2,80
Média	6,19	2,45	1,89	0,02	0,02	3,08	4,45	7,53	60	5	38	2,75

Tabela 4. Atributos químicos e carbono orgânico total do solo após 3 ciclos de cultivo de plantas de cobertura do solo, seguidos de cultivos de hortaliças no sistema de preparo convencional do solo

* P extraído com Mehlich1, segundo Teixeira et al. (2017)

Tratamento	pH	Ca	Mg	Al	Na	H+Al	SB	T	V	P*	K	COT
	H_2O	---------------------------cmol$_c$dm^{-3}-------------------------							%	---mg dm^{-3}---		g kg^{-1}
	Sistema plantio direto – 0-5 cm											
Coquetel 1	5,75	2,60	2,13	0,00	0,02	4,25	5,02	9,27	59	14	107	2,89
Coquetel 2	5,72	2,60	2,03	0,00	0,02	4,58	4,89	9,46	55	11	92	3,04
Crotalaria juncea	5,87	3,03	2,20	0,00	0,02	4,54	5,48	10,02	58	17	92	3,16
Feijão de porco	5,84	2,58	2,10	0,00	0,02	4,62	4,94	9,56	55	21	95	3,10
Milheto	5,79	2,85	2,38	0,00	0,03	4,62	5,51	10,13	57	15	101	3,10
Plantas espontâneas	6,07	3,03	2,20	0,00	0,03	4,17	5,47	9,63	60	15	82	3,00
Média	5,84	2,78	2,17	0,00	0,02	4,46	5,22	9,68	57	16	95	3,05
	Sistema plantio direto – 5-10 cm											
Coquetel 1	5,84	2,55	1,68	0,00	0,03	5,07	4,36	9,43	51	5	41	2,78
Coquetel 2	5,80	2,40	1,75	0,00	0,03	5,90	4,26	10,16	45	4	35	2,83
Crotalaria juncea	5,87	2,90	1,93	0,00	0,03	5,12	4,95	10,06	54	5	37	2,93
Feijão de porco	5,93	2,55	1,80	0,00	0,02	5,65	4,48	10,13	48	9	43	2,81
Milheto	6,09	2,95	2,08	0,00	0,03	5,03	5,19	10,22	53	5	54	2,89
Plantas espontâneas	6,11	2,45	2,03	0,00	0,03	4,50	4,58	9,08	55	6	31	2,81
Média	5,94	2,63	1,88	0,00	0,03	5,21	4,64	9,85	51	5	40	2,84
	Sistema plantio direto – 10-20 cm											
Coquetel 1	5,72	1,95	1,50	0,00	0,02	6,15	3,54	9,69	38	2	25	2,68
Coquetel 2	5,50	1,43	1,45	0,11	0,02	6,15	2,95	9,09	35	2	19	2,72
Crotalaria juncea	5,81	1,98	1,65	0,10	0,03	5,45	3,70	9,14	45	3	19	2,79
Feijão de porco	5,90	2,13	1,57	0,00	0,03	5,98	3,79	9,77	41	3	25	2,59
Milheto	5,97	2,37	1,83	0,00	0,02	5,53	4,36	9,89	45	2	54	2,74
Plantas espontâneas	6,01	1,48	1,30	0,00	0,02	6,15	2,84	8,99	33	3	17	2,50
Média	5,82	1,89	1,55	0,04	0,02	5,90	3,53	9,43	40	2	27	2,67

Tabela 5. Atributos químicos e carbono orgânico total do solo pós 3 ciclos de cultivo de plantas de cobertura do solo, seguidos de cultivos de hortaliças no sistema plantio direto

Tomando como referência os acúmulos de massa seca das plantas de cobertura e as produtividades do repolho e do jiló, verifica-se que não houve influência negativa da DS no potencial produtivo das plantas. Entretanto, deve-se ressaltar que a amostragem para a avaliação da DS foi realizada nas entrelinhas de cultivo, onde a compactação do solo em função dos tratos culturais e da colheita é maior do que nas covas onde o pisoteio humano

é menor e logo a DS também será. Outro aspecto importante, que pode ter minimizado possíveis efeitos negativos da compactação do solo no desenvolvimento radicular, foi a irrigação acionamento automático com comando pelo potencial matricial do solo (Medici et al., 2010), favorecendo a desagregação do solo através da manutenção constante da umidade do solo e o desenvolvimento das raízes das planta, resultando em produtividades satisfatórias para o repolho e o jiló, especialmente, com as coberturas dos coquetéis de sementes e as leguminosas.

Comparando-se os valores de Ds anteriores à implantação do experimento (abril de 2018) (Tabela 2) com os observados após três ciclos de cultivos de plantas de cobertura do solo, e as plantas de interesse econômico - milho verde, repolho e jiló (2 anos e 7 meses), nota-se que em alguns tratamentos os valores absolutos se elevaram. Isto se deve, principalmente, ao pisoteio humano para a execução de atividades inerentes à produção de hortaliças, que demanda acompanhamento e a presença permanente dos agricultores nas áreas de produção para o fornecimento adequado de água, adubações e o controle de pragas e doenças, especialmente em sistemas orgânicos de produção, nos quais os insumos utilizados são de baixa solubilidade e os defensivos naturais normalmente apresentam ação por contato e de curta duração para o controle de pragas e doenças.

A porosidade total do solo apresentou variações em função dos sistemas de manejo e das coberturas do solo (Figura 18). No PCS, na camada de 0-10 cm, o maior valor foi verificado sob a cobertura com o coquetel 1 (46,27%) e o menor para a cobertura com milheto (40,50%), diferindo entre si, porém sem diferirem das demais coberturas. Para a camada de 10-20 cm o maior valor foi observado na cobertura com plantas espontâneas (40,56%) e o menor na cobertura com o coquetel 1 (36,54%), sem diferirem entre si e nem das demais coberturas. Na camada de 20-40 cm, o maior valor ocorreu no solo sob a presença da crotalária juncea (44,07%) e o menor com a cobertura com coquetel 1 (34,74%), diferindo entre si. As plantas espontâneas e o milheto apresentaram valores de porosidade total intermediários, porém não diferiram do coquetel 1, nem do coquetel 2 e do feijão de porco. O feijão de porco e o coquetel 2 apresentaram valores intermediários ao coquetel 1 e a crotalária juncea, porém não diferiram entre si e da crotalária juncea e do coquetel 1.

No SPD, houve variação menor entre os valores da porosidade total do solo para os diferentes tratamentos. Na camada de 0-10 cm o menor valor foi verificado no solo sob as plantas espontâneas (38,76%) e o maior com a crotalária juncea (42,57%). Na camada de 10-20 cm, o menor valor foi observado sob plantas espontâneas (33,95%) e o maior com a crotalária juncea (43,85%). Na camada de 20-40 cm, o menor valor foi verificado sob a crotalária juncea (34,31%) e o maior com o milheto (39,61%).

Na comparação entre os sistemas de manejo, foi verificado que na camada de 0-10 cm o VTP do solo no PCS foi superior ao SPD nas coberturas com o coquetel 1 e com as

plantas espontâneas; na camada de 10-20 cm para a cobertura do solo com as plantas espontâneas e na camada de 20-40 cm para a cobertura com crotalária juncea. Os valores médios das seis coberturas dentro de cada sistema de manejo foram para a camada de 0-10 cm 43,81% para o PCS e 40,04% para o SPD; na camada de 10-20 cm foi de 38,34% para o PCS e 37,89% para o SPD; e para a camada de 20-40 cm foram de 38,00% para o PCS e 37,83% para o SPD. Em valores absolutos, observa-se uma pequena redução da porosidade do solo no SPD em relação ao PCS, o que não é indicativo de compactação do solo no SPD em relação ao PCS, e sim, resultado do revolvimento do solo no PCS em relação ao SPD. Esses valores podem se inverter ao longo do tempo com o possível aumento de matéria orgânica no SPD em relação ao PCS, especialmente dos sistemas radiculares das plantas de cobertura, no entanto, esta hipótese somente será comprovada, ou não, com a continuidade do experimento a médio e longo prazo.

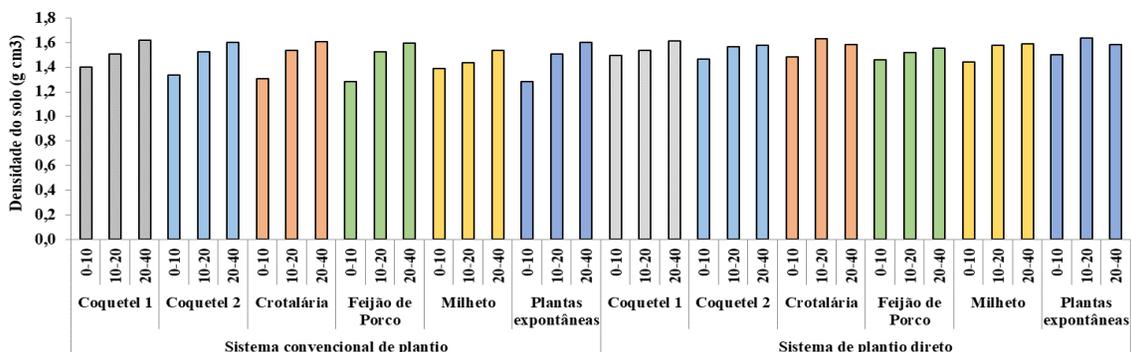



Figura 17. Densidade do solo em área de produção de hortaliças orgânicas, sob SCP e SPD com diferentes plantas de cobertura.

Média de 4 repetições.

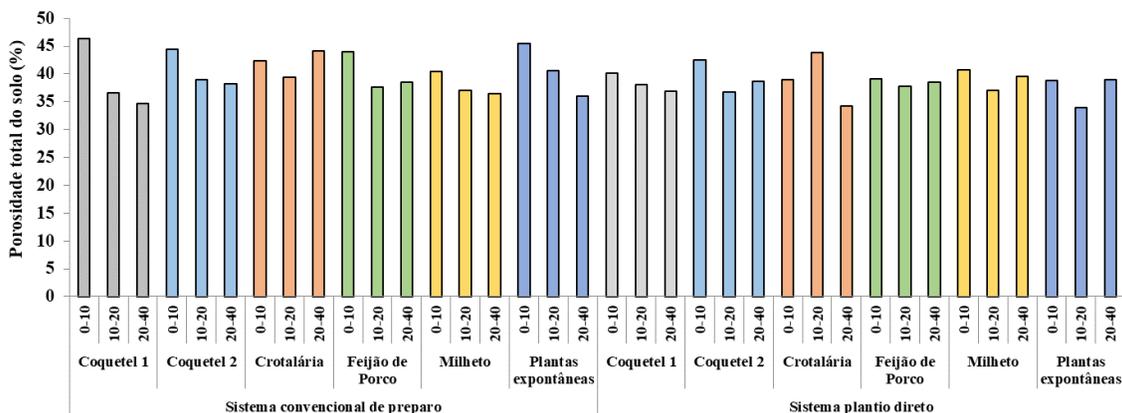



Figura 18. Porosidade total do solo em área de produção de hortaliças orgânicas, sob SCP e SPD com diferentes plantas de cobertura.

Média de 4 repetições.

Nas Figuras 19A, 19B e 19C, encontram-se as curvas de resistência do solo à penetração (RSP), nas entrelinhas e covas de plantio, após o término da colheita de jiló. A avaliação foi realizada na camada de 0-40cm de profundidade com umidade nas entrelinhas e covas do PCS de 15,35 e 17,11%, respectivamente; e do SPD de 15,36% e 15,70% nas entrelinhas e covas, respectivamente. De maneira geral, independentemente do sistema de manejo, das coberturas do solo e do local de avaliação (entrelinha e cova), os valores de RSP variaram entre 1,5 a 2,5 MPa na camada de 0-20 cm de profundidade e em entre de 2,5 a 3,5 MPa na camada de 20-40cm. Esses valores são considerados adequados para o desenvolvimento dos sistemas radiculares das plantas como a cultura do jiló (Silva et al., 2000). Segundo Taylor et al. (1966) e Moraes et al. (2014), o limite crítico de RSP para o desenvolvimento das raízes das plantas é 2 MPa, no entanto, existe uma relação estreita entre o aumento da RSP e a redução da umidade, o que no caso desse estudo não foi um fator limitante, por se tratar de um sistema de irrigação acionado automaticamente, com base no potencial matricial do solo (Medici et al., 2010).

Os resultados gerados até esta fase do experimento indicam que o PCS não afetou a RSP, em relação ao SPD. Ressalta-se que o preparo mecanizado, neste caso, é realizado com microtrator, que causa impacto inferior em termos de movimentação do solo e formação de camadas endurecidas, como ocorre com a mecanização com tratores de maiores portes.

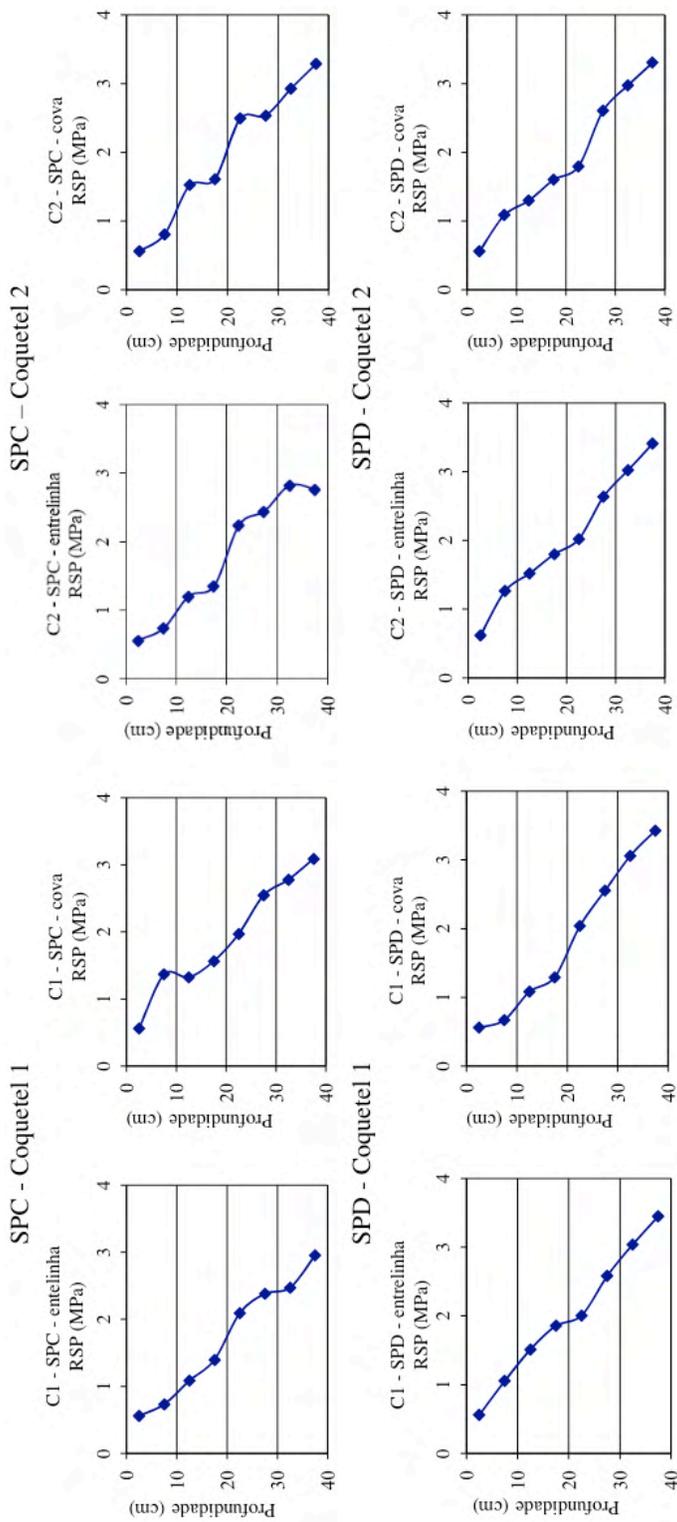



Figura 19A. Resistência do solo à penetração (RSP) em área de produção de hortaliças orgânicas, sob sistema de preparo convencional (SPC) e sistema plantio direto (SPD), com diferentes plantas de cobertura do solo, com avaliação nas entrelinhas e covas após o cultivo de jiló. Médias de 4 repetições. Curvas elaboradas segundo metodologia de Stolf et al. (2014). MPa = Mega Pascal.

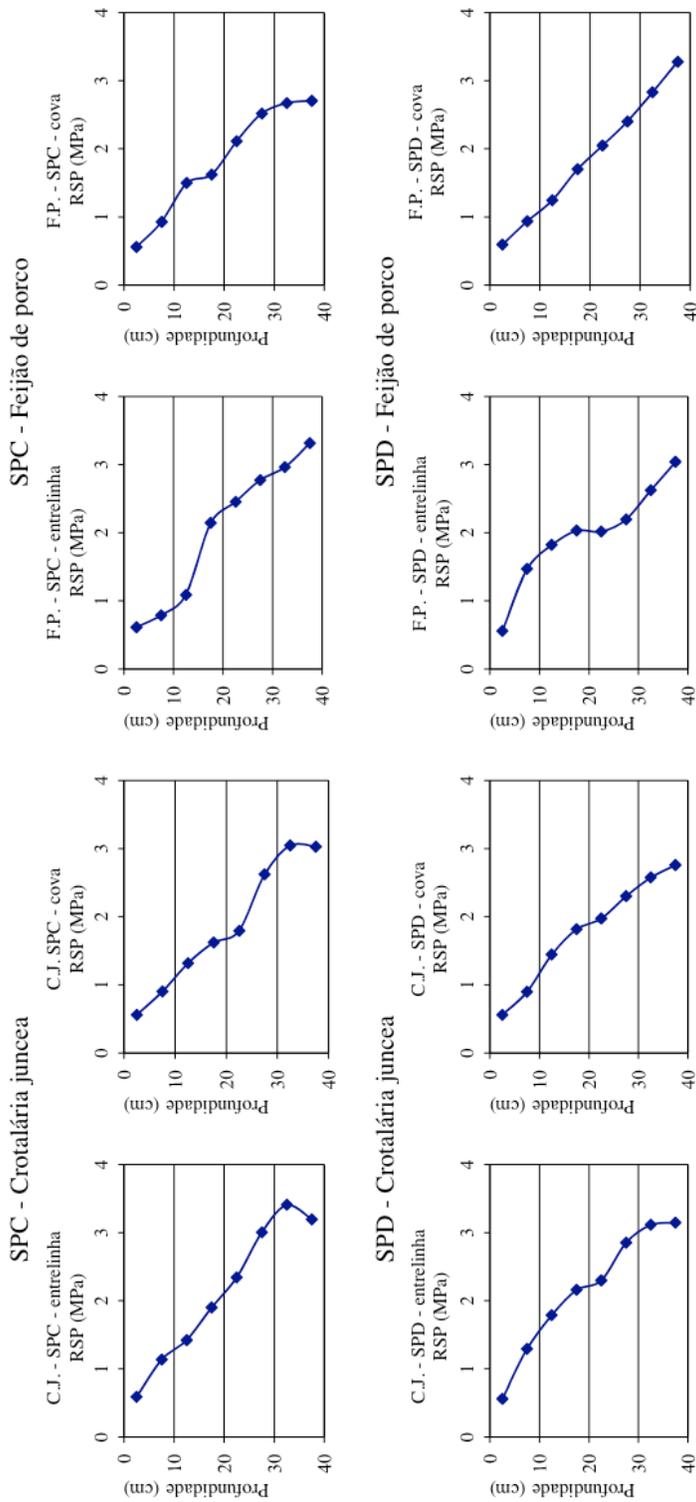



Figura 19B. Resistência do solo à penetração (RSP) em área de produção de hortaliças orgânicas, sob sistema de preparo convencional (SPC) e sistema plantio direto (SPD), com diferentes plantas de cobertura do solo, com avaliação nas entrelinhas e covas após o cultivo de jiló. Médias de 4 repetições. Curvas elaboradas segundo metodologia de Stolf et al. (2014). MPa = Mega Pascal.

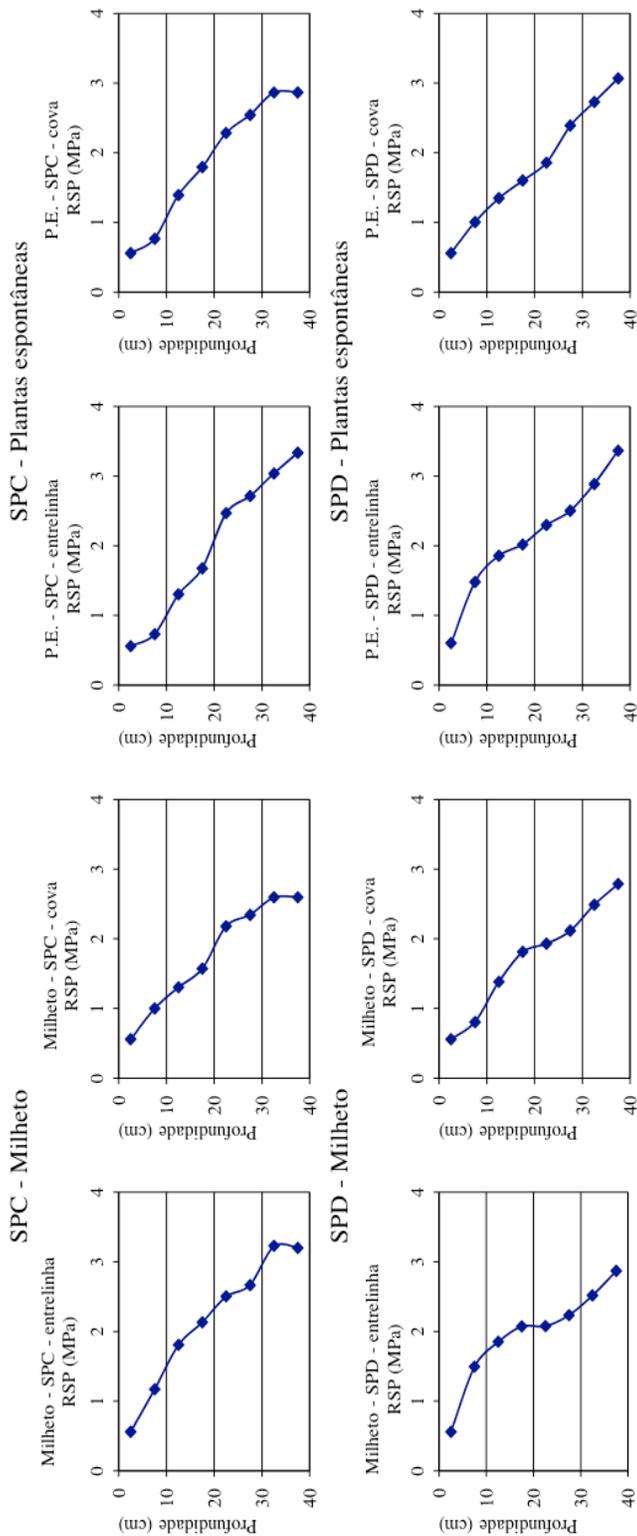



Figura 19C. Resistência do solo à penetração (RSP) em área de produção de hortaliças orgânicas, sob sistema de preparo convencional (SPC) e sistema plantio direto (SPD), com diferentes plantas de cobertura do solo, com avaliação nas entrelinhas e covas após o cultivo de jiló. Médias de 4 repetições. Curvas elaboradas segundo metodologia de Stolf et al. (2014). MPa = Mega Pascal.

4 . DESAFIOS A SEREM SUPERADOS

Apesar do avanço que houve nas pesquisas voltadas para a produção orgânica e o crescimento do número de produtores e consumidores que buscam, neste sistema de produção agropecuária, a alternativa para produzir de forma mais responsável, sobre todos os aspectos, muito ainda precisa ser feito para tornar a produção orgânica atrativa e lucrativa para muitos pequenos agricultores familiares. Da forma como vem sendo difundida, com praticamente todas as atividades realizadas de forma braçal ou com maquinário e implementos inadequados para a realidade dos produtores, muitos desistem por não conseguirem atender às exigências das certificadoras ou obter ganhos compatíveis com suas necessidades diárias. Entre os principais problemas vivenciados neste estudo, destaca-se a dificuldade operacional para o cultivo em sistema plantio direto dentro das premissas da agricultura orgânica. O controle de algumas espécies espontâneas, como a tiririca, grama estrela, brachiarias, colonião, entre outras, somente com roçadas, é inviável por duas razões básicas – primeiro economicamente, segundo por danificar muito as hortaliças na fase inicial de desenvolvimento e afetar seu potencial produtivo.

Outro problema, percebido, nesta experiência, é a dificuldade para o controle efetivo de formigas, grilos e lagartas no sistema plantio direto, uma vez que utilizam a palhada como abrigo e normalmente o controle com produtos como Dipel, óleo de Neem, entre outros produtos. A presença das plantas de cobertura, mesmo roçadas, dificulta demasiadamente o preparo das covas e o plantio no sistema plantio direto orgânico. Neste sentido, é urgente o desenvolvimento de maquinários e implementos de pequeno porte e custo reduzido para auxiliar os produtores orgânicos. Ressalta-se que, no preparo convencional, essas operações são muito facilitadas e o produtor ganha em rendimento operacional no plantio e nos tratos culturais.

Além das dificuldades operacionais, a venda dos produtos orgânicos ainda é um dos maiores desafios para o produtor que produzir volumes maiores. Infelizmente, os consumidores locais não têm o hábito de consumir produtos orgânicos, mesmo que o preço seja igual ao do produto convencional. Todos os produtos produzidos, nos três ciclos de cultivo de hortaliças, foram vendidos no mercado local a preço de produtos convencionais.

5 . CONSIDERAÇÕES FINAIS

A mistura das sementes de crotalária juncea, o feijão de porco e milheto na proporção de 50% das sementes recomendadas em cultivos solteiros produz resíduos em quantidade e qualidade satisfatórias para proteger o solo e beneficiar a produção de hortaliças orgânicas, tanto no sistema convencional de preparo do solo quanto no sistema plantio direto.

No Rio Janeiro, precisamente na Baixada Fluminense, a produtividade do jiló (cv.

Português) é satisfatória no período de inverno, no que tange ao sistema de produção orgânico, tanto no preparo convencional do solo quanto no sistema plantio direto, no qual, o uso das plantas de cobertura, crotalária juncea e feijão de porco (cultivadas solteiras) e os coquetéis de sementes, proporcionaram produtividade superior ao milheto cultivado solteiro e às plantas espontâneas. Em valores absolutos, na média dos seis tratamentos com plantas de cobertura do solo, a produtividade do sistema plantio direto foi superior ao sistema convencional de preparo do solo.

Após dois anos de cultivo, a mecanização do solo com microtrator para o cultivo de hortaliças não afetou negativamente a densidade do solo, a porosidade total e a resistência do solo à penetração, em relação ao sistema plantio direto.

REFERÊNCIAS

Argenta G, Silva PRF, Fleck NG, Bortolini CG, Neves R, Agostinetto, D. Efeitos do manejo mecânico e químico da aveia-preta no milho em sucessão e no controle do capim-papuã. Pesqui Agropecu Bras. 2001; 36(6): 851-860.

Barradas CAA, Freire LR, Dejair LA, De-Polli H. Comportamento de adubos verdes de inverno na região serrana fluminense. Pesqui Agropecu Bras. 2001; 36: 1461-1468.

BRASIL. Lei n° 10.831, de 23 de dezembro de 2003. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ Leis/2003/L10.831.htm. Acesso em: 07 out. 2021.

BRASIL. Lei nº 6.323, de 27 de dezembro de 2007. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/decreto/d6323.htm. Acesso em: 07 out. 2021.

CEASA. Centrais de Abastecimento do Estado do Rio de Janeiro. Disponível em: (http://www.ceasa.rj.gov.br/ceasa_portal/view/ListarCotacoes.asp. Acesso em: 30 set. 2021.

Favarato LF, Souza JL, Galvão JCC, Souza CM, Guarconi RC, Balbino JMS. Crescimento e produtividade do milho-verde sobre diferentes coberturas de solo no sistema plantio direto orgânico. Bragantia. 2016; 75(4): 497-506.

Freire LR, Balieiro FC, Zonta E, Anjos LHC, Pereira MG, Lima E, Guerra JGM, Ferreira MBC, Leal MAA, Campos DVB, Polidoro JC. (Org.). Manual de calagem e adubação do Estado do Rio de Janeiro. 1ª. ed. Rio de Janeiro: Embrapa. 2013; 1: 430p.

Kiehl EJ. Manual de Edafologia: Relações Solo-Planta. Editora Agronômica Ceres. São Paulo. 1979. 262p.

Machado RM, Hirata AR, Rocha LCD, Pegorer AP, Fonseca MF, Passos M, Pedini S, Medaets JP. Legislação de Produção Orgânica no Brasil: Projeto de Fortalecimento da Agroecologia e da Produção Orgânica nos SPG e OCS Brasileiros. Secretaria Especial de Agricultura Familiar e do Desenvolvimento Agrário, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Fórum Brasileiro de SPG. – Pouso Alegre: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais. 2016. 19p.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Cadastro Nacional de Produtores Orgânicos. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt.br/assuntos/sustentabilidade/organicos/cadastro-nacional-produtores-organicos. Acesso em: 07 out. 2021.

Medici LO, Rocha HSD, Carvalho DFD, Pimentel C, Azevedo RA. Automatic controller to water plants. Sci Agric. 2010; 67: 727-730.

Paull, J. From France to the World: The International Federation of Organic Agriculture movements (IFOAM). J Soc Res Policy. 2012; 2: 93-102.

Santos CC, Monteiro BL. Panorama da agricultura orgânica no Estado do Rio de Janeiro: um estudo de caso do município de Seropédica, RJ. Controle Social de Desenvolvimento Territorial. 2019; 5 (6): 37p.

Schultz N, Pinheiro Junior CR, Rodrigues GCS, Costa ESP, Pereira MG, Amaral Sobrinho NMB. Produção de couve-flor em sistema plantio direto e convencional com aveia preta como planta de cobertura do solo. Braz J Dev. 2020; 6(5): 30107-30122.

Silva, V. R.; Reinert, D. J.; Reichert, J. M. Densidade do solo, atributos químicos e sistema radicular do milho afetados pelo pastejo e manejo do solo. Rev Bras Cienc Solo. 2000; 24: 191-199.

Soratto RP, Crusciol CAC. Produção de fitomassa e acúmulo de nutrientes pela aveia-preta em função da aplicação de calcário e gesso em superfície na implantação do sistema plantio direto. Cienc Rural. 2008; 38(4): 928-935.

Stolf R, Murakami, J H, Brugnaro C, Silva LG, Silva LCF, Margarido LAC. Penetrômetro de Impacto Stolf - programa computacional de dados em EXCEL-VBA. Rev Bras Cienc Solo. 2014; 38: 774-782.

Taylor HM, Robertson GM, Parker JJ. Soil strength root penetration relations for medium to coarse textured soil materials. Soil Sci. 1966; 102: 18-22.

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira, WG. Manual de métodos de análise de solo. 3ª. Ed. rev. e amp. Brasília, DF: Embrapa. 2017. 573p.

SOBRE OS ORGANIZADORES

ANDRÉ GUARÇONI MARTINS - Engenheiro Agrônomo, Doutor, Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural, Venda Nova do Imigrante, Espírito Santo - Brasil

ARAÍNA HULMANN BATISTA - Engenheira Agrônoma, Doutora, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais - Brasil

BENO WENDLING - Engenheiro Agrônomo, Doutor, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais - Brasil

MARCOS GERVASIO PEREIRA - Engenheiro Agrônomo, Doutor, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro - Brasil

WEDISSON OLIVEIRA SANTOS - Engenheiro Agrônomo, Doutor, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais - Brasil

SOBRE OS AUTORES

ADEMIR FONTANA - Embrapa Solos, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. E-mail:ademir.fontana@embrapa.br

ALBERTO CARLOS DE CAMPOS BERNARDI - Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo, Brasil. E-mail: alberto.bernardi@embrapa.br

AMANDA POSSELT MARTINS - Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: amanda.posselt@ufrgs.br

ANA PAULA DECHEN RODRIGUES - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: ana.dechen@ufu.br

ANDRIA PAULA LIMA - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. E-mail: andriapaulalima2@hotmail.com

ARCÂNGELO LOSS - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. E-mail: arcangelo.loss@ufsc.br

BERNARDO MOREIRA CÂNDIDO - Instituto Agronômico de Campinas, Campinas, SP, Brasil. E-mail: bernardocandido@gmail.com

BRUNO MONTOANI SILVA - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. E-mail: brunom.silva@ufla.br

BRUNO TEIXEIRA RIBEIRO - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. E-mail: brunoribeiro@ufla.br

CARLOS GUSTAVO TORNQUIST - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: carlos.tornquist@ufrgs.br

CARLOS ROBERTO PINHEIRO JUNIOR - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: robertojrpinheiro@gmail.com

CLEDIMAR ROGÉRIO LOURENZI - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil. E-mail: lourenzi.c.r@ufsc.br

CRISTHIAN HERNANDEZ GAMBOA - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. E-mail: cristianagroeco@gmail.com

DÉRIQUE BIASSI - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: deriquebiassi@gmail.com

DINAMAR MÁRCIA DA SILVA VIEIRA - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: marcinha_0202@hotmail.com

EDICARLOS DAMACENA DE SOUZA - Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil. E-mail: edicarlos@ufr.edu.br

EDUARDO CARVALHO DA SILVA NETO - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: netocseduardo@gmail.com

EVERALDO ZONTA - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: ezonta@ufrrj.br

FABIANE MACHADO VEZZANI - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil. E-mail: vezzani@ufpr.br

FABIO BUENO REIS JUNIOR - Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. E-mail: fabio.reis@embrapa.br

FELIPE DE CAMPOS CARMONA - Integrar-Gestão e Inovação Agropecuária, Capivari do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: felipecarmona@integrarcampo.com.br

FLÁVIA MONIZE FERREIRA DOS SANTOS - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: flavia_monize@hotmail.com

GABRIEL PALUCCI ROSA - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: gabrielpalucciufu@gmail.com

GABRIELA CASTRO PIRES - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil. E-mail:gabrielacpires@outlook.com

GUILHERME MONTANDON CHAER - Embrapa Agrobiologia, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: guilherme.chaer@embrapa.br

GUILHERME RESENDE CORRÊA - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: correasolos@gmail.com

GUILHERME WILBERT FERREIRA - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianopólis, Santa Catarina, Brasil E-mail: guilherme.wilbert.ferreiraa@gmail.com.

IBANOR ANGHINONI - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. E-mail: ibanghi@ufrgs.br

IEDA CARVALHO MENDES - Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. E-mail: ieda.mendes@embrapa.br

IGOR POLLA MARCELINO - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianopólis, Santa Catarina, Brasil E-mail: igorpolla@gmail.com

JOÃO DE ANDRADE BONETTI - Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil. E-mail: agro.bonetti@gmail.com

JOSÉ LUIZ RODRIGUES TORRES - Instituto Federal do Triângulo Mineiro -Campus Uberaba, Minas Gerais, Brasil. E-mail: jlrtorres@iftm.edu.br

JOSÉ RICARDO MACEDO PEZZOPANE - Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo, Brasil. E-mail: jose.pezzopane@embrapa.br

JUCINEI JOSÉ COMIN - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianopólis, Santa Catarina, Brasil E-mail: j.comin@ufsc.br

JÚLIO CÉSAR RIBEIRO - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail:jcragronomo@gmail.com

JÚLIO CÉSAR SALTON - Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, Mato Gosso do Sul, Brasil. E-mail: julio.salton@embrapa.br

JUNIOR CESAR AVANZI - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. E-mail: junior.avanzi@ufla.br

LOURIVAL VILELA - Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. E-mail: lourival.vilela@embrapa.br

LUCAS AQUINO ALVES - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: lucasaquino@uri.edu.br

LUIZ ALBERTO DA SILVA RODRIGUES PINTO - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail:l_arodrigues@yahoo.com.br

LUIZ GUSTAVO DE OLIVEIRA DENARDIN - Universidade Federal de Rondonópolis, Rondonópolis, Mato Grosso, Brasil. E-mail: luizgdenardin@gmail.com

MARCOS GERVASIO PEREIRA - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: mgervasiopereira01@gmail.com

MARIA INÊS LOPES DE OLIVEIRA - Embrapa Cerrados, Brasília, Distrito Federal, Brasil. E-mail: minesoliveira2@gmail.com

MARX LEANDRO NAVES SILVA - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. E-mail: marx@ufla.br

MICHELY TOMAZI - Embrapa Agropecuária Oeste, Dourados, Mato Grosso, Brasil. E-mail: michely.tomazi@embrapa.br

NILTON CURI - Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brasil. E-mail: niltcuri@ufla.br

NIVALDO SCHULTZ - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: nivaldods@ufrrj.br

PAULO CÉSAR DE FACCIO CARVALHO - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: paulocfc@ufrgs.br.

PRÍMULA VIANA CAMPOS - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. E-mail: primula.vc@gmail.com

RAFAEL CÉSAR SILVA - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais,Brasil. E-mail: rafael77silva.rs@gmail.com

ROBÉLIO LEANDRO MARCHÃO - Embrapa Cerrados, Planaltina, Distrito Federal, Brasil. E-mail: robelio.marchao@embrapa.br

TADEU LUIS TIECHER - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. E-mail: tadeu.t@hotmail.com.

TALES TIECHER - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. E-mail: E-mail: tales.tiecher@ufrgs.br

VILMAR MÜLLER JÚNIOR - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianopólis, Santa Catarina, Brasil. E-mail: vilmar.muller@ifpr.edu.br

VINICIUS MELO BENITES - Embrapa Solos, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil. E-mail: vinicius.benites@embrapa.br

VIVIANE ARANTES KOCH - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. E-mail: viviane.koch@ufu.br

WANDERLEI BIELUCZYK - Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil. E-mail: wanderleibieluczyk@gmail.com